

Hållbarhetsaspekter vid förbränning av grot och RT-flis på KVV8 hos Fortum Värme

Sustainability of combusting tops and branches (grot) and recycled wood chips (RWC) at CHP-plant 8 at Fortum Värme

Nicklas Bäcker & Vivianne Tapia

Hållbarhetsaspekter vid förbränning av grot och RT-flis på KVV8 hos Fortum Värme

Sustainability of combusting tops and branches (grot) and recycled wood chips (RWC) at CHP-plant 8 at Fortum Värme

Nicklas Bäcker & Vivianne Tapia

Handledare: Erik Dahlén, Fortum Värme

Biträdande handledare: Erik Anerud, institutionen för energi och teknik, SLU och Fabian Levihn, Fortum Värme

Ämnesgranskare: Anders Eriksson, institutionen för energi och teknik, SLU

Examinator: Åke Nordberg, institutionen för energi och teknik, SLU

Omfattning: 30 hp

Nivå, fördjupning och ämne: Avancerad nivå, A2E, teknik

Kurstitel: Examensarbete i energisystem

Kurskod: EX0724

Program/utbildning: Civilingenjörsprogrammet i energisystem 300 hp

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2018

Serietitel: Examensarbete (Institutionen för energi och teknik, SLU)

Delnummer i serien: 2018:01

ISSN: 1654-9392

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: fjärrvärme, förnybara bränslen, markkolsförändring, livscykelanalys, systemanalys, biobränsle, avfall

Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för energi och teknik

Abstract

This master thesis examined two different fuels from a lifecycle perspective and from a systemic perspective. The work focused on the combined heat and power plant, CHP8, at Fortum Värme's plant at Värtahamnen. The fuels examined were tops and branches (grot) and recycled wood chips (RWC) where the field is studied including regard to changes in soil carbon. The results showed that recycled wood produced the lowest greenhouse gas emissions. RWC were estimated to release 0.7-1.7 g CO₂-ekv per MJ fuel, compared to 10.3-17.5 g CO₂-ekv per MJ fuel for grot. This applied when the biogenic emission was excluded for RWC. The result showed that grot from the Baltic countries had lower greenhouse gas emissions, 10.3 g CO₂-ekv per MJ fuel, than domestic grot from central Sweden, 17.5 g CO₂-ekv per MJ fuel. Finally, this work showed that combustion of biofuels at KVV8 reduced emissions from the northern European electricity grid.

Populärvetenskaplig sammanfattning

Oron för konsekvenserna av den globala uppvärmningen, vilket främst orsakas av användningen av fossila bränslen, har lett till gemensamma nationella och internationella mål att sänka koncentrationen av växthusgaser i atmosfären. För att kunna uppnå detta måste användningen av fossil energi minska och ersättas med annan förnybar eller återvunnen energi. Användningen av biobränslen är ett alternativ som redan används idag. Bioenergi betraktas idag som koldioxidneutralt, vilket innebär att det inte sker någon nettoökning av koldioxid till atmosfären. Däremot kommer användningen av bioenergi att skapa en temporär obalans i atmosfären, vilket kan påverka klimatet. Användningen av bioenergi har blivit omdebatterat då hållbarheten med att använda biomassa till värme- och elproduktion ifrågasatts.

Detta examensarbete undersöker klimatpåverkan från användningen av grenar och toppar (grot) och returträ (RT) i Fortum Värmes kraftvärmeanläggning KVV8 i Värtahamnen. Dessa bränslen valdes då Fortum Värme idag förbränner grot och har sökt tillstånd för att förbränna RT-flis. För att studera klimatpåverkan genomfördes två livscykelanalyser (LCA) för respektive bränsle samt en systemanalys. LCA för grot baserades på två uttagsplatser, mellersta Sverige och Baltikum, där det biogena utsläppet inkluderades i beräkningarna. Studien genomfördes på beståndsnivå, en skörd, samt ur ett landskapsperspektiv, kontinuerlig skörd. Tre olika tidsperspektiv studerades: 25 år, 50 år samt en omloppstid (70 respektive 90 år). Tidsperspektivet har stor betydelse för den temporära obalansen av växthusgaser i atmosfären. LCA för returträ studerades utifrån tre olika leverantörer: Sverige, Norge och England, beräkningar baserades på fossila samt biogena utsläpp.

Systemanalysen utfördes med hjälp av den varaktighetsoptimerande modellen Minerva som utvecklats på Fortum Värme. Utsläppsvärden för grot och returträ jämfördes med kol samt ett referensfall där biobränslen antogs vara klimatneutrala, vilket innebär att utsläppsvärdet var noll. Modellen tar hänsyn till ett stort antal faktorer vid beräkningarna av den mest optimala bränsemixen med hänsyn till kostnad.

Resultatet från systemanalysen visade att returträ var att föredra då det var det bränsle som gav upphov till lägst växthusgasutsläpp, 0,7–1,7 g CO₂-ekv per MJ bränsle, jämfört med grot, 10,3–17,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle. Detta gällde när det biogena utsläppet exkluderades för returträ. Resultatet visade även att importerad grot från Baltikum resulterade i lägre växthusgasutsläpp, 10,3 g CO₂-ekv per MJ bränsle, än inhemsk grot från mellersta Sverige, 17,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle. De biogena utsläppsvärdena från LCA av grot från båda uttagsplatserna varierade under de tre studerade tidsperspektiven. Utsläppen var som störst vid år 25 och reducerades därefter och var lägst efter en omloppstid. An-

vändningen av grot och returträ var ett bättre alternativ än att använda kol ur ett klimatperspektiv och de genererade även mindre utsläpp över tid.

Exekutiv sammanfattning

Detta examensarbete undersökte två olika bränslen ur ett livscykelperspektiv och ur ett systemperspektiv. Arbetet fokuserade på kraftvärmeverk 8 (KVV8) vid Fortum Värmes anläggning i Värtahamnen. Bränslena var grot och RT-flis där grot studerades med hänsyn till förändringar i markkol vid uttagsplatsen och RT-flis studerades utan hänsyn till biogena kolutsläpp. Resultatet från arbetet visade bland annat att returträ var att föredra då det är det bränsle som har lägst växthusgasutsläpp. RT-flis beräknades släppa ut 0,7–1,7 g CO₂-ekv per MJ bränsle, jämfört med grot som släppte ut 10,3–17,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle. Detta gällde när det biogena utsläppet exkluderades för returträ. Resultatet visade även att importerad grot från Baltikum resulterade i lägre växthusgasutsläpp, 10,3 g CO₂-ekv per MJ bränsle, än inhemsk grot från mellersta Sverige, 17,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle. Slutligen visade detta arbete att förbränning av biobränslen på KVV8 minskade utsläppen från det nordeuropeiska elnätet.

Förord

Detta examensarbete har genomförts i samarbete mellan SLU Uppsala och Fortum Värme i Stockholm. Examensarbetet är en del av civilingenjörsprogrammet i Energisystem på Uppsala Universitet samt Sveriges Lantbruksuniversitet i Uppsala.

Vi författare av detta arbete vill uttrycka vår största tacksamhet till våra handledare Erik Anerud på SLU samt Erik Dahlén och Fabian Levihn på Fortum Värme och dessutom vår ämnesgranskare Anders Eriksson på SLU. Utan er ledning och behjälplighet hade detta examensarbete inte varit möjligt. Vi vill även rikta ett stort tack till Torun Hammar som bistått med både data och stor tålmodighet för alla våra frågor som uppkommit under arbetets gång.

Vi vill också rikta tack till Peder Forsgren på Ragn-Sells och Jonas Forsell på Stena Recycling för bakgrund till beräkningar av processen för RT-flis. Tack även till alla på Fortum Värme men framförallt Erik Dotzauer, Monica Lundgren, Mikael Jarlhammar och Niklas Sundén för all input i olika frågor. Även ett stort tack till Olle Olsson på SEI för stöd i frågor kring returträ.

Arbetet är skrivet tillsammans av båda skribenter men Vivianne Tapia har särskilt ansvarat för de delar som behandlar grot. Nicklas Bäcker har ansvarat för de delar som behandlar returträ och systemanalys.

Nicklas Bäcker & Vivianne Tapia
Uppsala, januari 2018

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Syfte	2
1.2	Frågeställning	3
1.3	Avgränsningar	3
1.4	Disposition	3
2	Teoretisk bakgrund	5
2.1	Global uppvärmning	5
2.1.1	Växthusgaser	6
2.2	Fortum och Sveriges energisystem	7
2.2.1	Fortum Värme	9
2.3	Livscykelanalys	11
2.4	Grot	11
2.4.1	Kolbalans	12
2.4.2	Skogsskötsel	14
2.4.3	Askåterföring	14
2.4.4	Potential	16
2.4.5	Beståndsnivå och landskapsperspektiv	17
2.5	Returträ	17
2.5.1	Föroreningar i returträ	18
2.5.2	Aska	19
2.6	Systemanalys med Minerva	20
2.7	Hållbarhet i biomassa	20
3	Metod	21
3.1	Livscykelanalysens egenskaper	21
3.2	Grot	22
3.2.1	Systemgräns	22
3.2.2	Modellering av kolbalans	23
3.2.3	Data och antaganden	23
3.3	Returträ	26
3.3.1	Systemavgränsning	26
3.3.2	Data och antaganden	27
3.4	Metod för användning av Minerva	28
3.5	Känslighetsanalys	29

4	Resultat	30
4.1	Grot	30
4.1.1	Beståndsnivå	30
4.1.2	Landskapsperspektiv	32
4.2	Returträ	33
4.3	Jämförande del	35
4.4	Systemanalys	36
4.4.1	Systemanalys av grotförbränning	38
4.4.2	Systemanalys av förbränning av RT-flis	40
4.4.3	Systemanalys av samtliga bränslen	40
4.5	Känslighetsanalys	42
4.5.1	Utsläpp vid nedbrytning av grot	42
4.5.2	Transporter och process	43
5	Diskussion	45
5.1	Diskussion av grot	45
5.2	Diskussion av RT-flis	48
5.3	Diskussion av systemanalys	49
5.4	Känslighetsanalys	50
5.5	Generell diskussion	51
5.6	Framtida studier	53
6	Slutsats	55
	Referenslista	56

1 Inledning

Den globala uppvärmningen är ett av de största hoten som mänskligheten står inför. Historiskt sett har klimatet på jorden förändrats över tid och växlat mellan varmare och kallare temperatur. Det tidigare förändringarna i klimatet har tagit flera tusen år, men nu har medeltemperaturen ökat mer än normalt (IPCC, 2013a). Ökningen av medeltemperaturen kommer främst från de ökade halterna av växthusgaser i atmosfären, vilket är en följd av användningen av fossila bränslen (Le Quéré, et al., 2015; Berndes, et al., 2012). I enlighet med Parisfördraget från 2015 är alla FN:s länder bundna till att verka för att begränsa effekten av den globala uppvärmningen. Detta genom att begränsa temperaturförhöjningen till 1,5 °C jämfört med temperaturer innan industrialiseringens början (IPCC, 2014). För att uppfylla denna överenskommelse och minska hotet som klimatförändringen innebär kan fossila bränslen ersättas av förnybar eller återvunna bränslen i energisystemet.

EU-kommissionen har kommit med förslag till en revidering av förnybardirektivet (2009/28/EU). I det nuvarande direktivet (2009/28/EU) finns det endast bindande bestämmelser för flytande biobränslen men inte för fasta biobränslen gällande beräkningar av landförändringar. Kommissionen föreslår att regelverket för växthusgasberäkningar uppdateras och justeras så att detta även inkluderar fasta biobränslen. I de föreslagna hållbarhetskriterierna ska produktion av biobränsle från skogsbiomassa anses hållbart producerad om landet har lagar och tillsyn som säkerställer att uttaget sker i enlighet med avverkningstillstånd, att återbeskogning sker, att områden med höga bevarandevärden skyddas och att påverkan på markkvalitet och biodiversitet minimeras. Uttaget får endast ske i länder som har ett nationellt rapporteringssystem för uttag och utsläpp av växthusgaser från förändrad markanvändning och skogsbruk. De nya hållbarhetskriterierna kommer bland annat ställa högre krav på kraftvärmeproducenter (European commission, 2016).

En stor del av det svenska energisystemet består av värmeproduktion till hushåll och fastigheter. Drygt 50 procent av Sveriges fastigheter är sammankopplade via

värmedistribuerande fjärrvärmenät. Totalt sett står fjärrvärmen för 13 procent av landets totala energianvändning (Energimyndigheten, 2016a). Det har skett en stor omställning av den tillförda energin för fjärrvärmeproduktion. År 1970 stod fossila bränslen för nästan 100 procent av den tillförda energin och år 2015 stod de knappt för 10 procent samtidigt som andelen biobränsle har ökat. År 2015 stod biobränslen för 63 procent av den tillförda energin (Energimyndigheten, 2017).

På den europeiska bränslemarknaden finns många leverantörer av flera olika bränslen, främst biobränslen och avfall. EU driver på utvecklingen mot en ökad global handel av biobränslen (Lamers, et al., 2014). Priser för biobränslen påverkas av faktorer som utbud och efterfrågan men även nationella och transnationella regleringar och lagar (Ericsson & Werner, 2016). Framtida priser antas bero på liknande faktorer som historiska priser men stora aktörer så som Fortum Värme påverkar priserna genom sitt agerande genom att påverka efterfrågan av olika bränslen.

Fortum Värme är den största fjärrvärmeproducenten i Stockholms fjärrvärmenät. Uppvärmningen i Stockholm sker till ca 80 procent med fjärrvärme där Fortum Värme står för 67 procent av värmeproduktionen (Levihn, 2017a; Stockholms stad, 2015). Fortum Värme strävar efter att uppnå en energitillförsel med 100 procent förnybara eller återvunna bränslen. Idag används 89 procent förnybara eller återvunna bränslen av den totala bränsleanvändningen, men målet är att vara fossilbränslefritt år 2030 (Fortum Värme, 2016). För att uppnå målet ska sista andelen fossila bränslen fasas ut. Beslutet om att kolkraftvärmeverk (KVV6) på Värtaverket ska stängas år 2022 är ett steg i denna riktning. Utfasningen av KVV6 innebär att kolet ska ersättas med förnybart eller återvunnet bränsle. Idag har redan en stor del fossila bränslen ersatts med fossilfria bränslen så som biobränsle. Hållbarheten i att använda biomassa till värme- och elproduktion har, på senare tid, börjat ifrågasättas (Europaparlamentet, 2008). I detta arbete kommer därför hållbarhetsaspekterna studeras ur ett klimatperspektiv där växthusgasutsläppen beräknas för förbränning av grenar och toppar (grot) och returträflis (RT-flis).

1.1 Syfte

Syftet med detta examensarbete är att studera klimatpåverkan vid förbränning av grot och RT-flis i kraftvärmeverk 8 hos Fortum Värme. Detta kommer att utvärderas med hjälp av livscykelanalys där växthusgasutsläpp summeras över hela livscykeln. Arbetet syftar även till att undersöka hur användningen av grot och RT-flis kommer att påverka det globala energisystemet.

1.2 Frågeställning

För att uppfylla syftet med detta arbete kommer följande frågor behöva besvaras:

1. Hur förändras kolbalansen vid uttag av grot?
2. Påverkar det geografiska uttagsområdet för grot mängden koldioxid som släpps ut i atmosfären?
3. Hur förändras det biogena utsläppet över tid?
4. Vilka alternativa användningsområden finns för returträ?
5. Hur förhåller sig grot och returträ utsläppsmässigt till varandra på KVV8?
6. Hur stora blir växthusgasutsläppen vid förbränning av grot och returträ på KVV8?
7. Hur påverkar de valda bränslena växthusgasutsläpp på systemnivå?

1.3 Avgränsningar

Arbetet omfattar en studie av grot och returträ som förbränns i Fortum Värmes kraftvärmeverket, KVV8, i Värtahamnen. Alla andra typer av biobränslen så som bark, spån och avfall har exkluderats ur denna studie på grund av arbetets omfattning. Geografiska avgränsningar för returträ har gjorts i samråd med Fortum Värmes logistikavdelning och avgränsningarna för grot baseras på Fortum Värmes importdata av grot från 2016. Specifika systemgränser för respektive bränsle definierar studiens avgränsning vad gäller tidsmässiga och tekniska begränsningar. Dessa presenteras detaljerat i avsnitt 3.2.1 för grot och 3.3.1 för returträ. Resultat tar inte hänsyn till eventuell minskning eller utfasning av andra biobränslen.

Med hållbarhetsaspekter menas i detta arbete klimatpåverkan genom växthusgasutsläpp. Andra hållbarhetsaspekter, så som förurningspotential, resurseffektivitet, biologisk mångfald och ytterligare aspekter inkluderas inte mer än att det i några fall ges rekommendationer för hur processer kan utformas för att minimera påverkan på miljön.

1.4 Disposition

Rapporten är uppdelad i sex stycken kapitel: Inledning, Teoretisk Bakgrund, Metod, Resultat, Diskussion och Slutsats. Teoretisk bakgrund, Metod och Resultat är i sin tur uppdelad i tre huvudsakliga avsnitt som behandlar de tre huvudämnena i arbetet: grot, returträ och systemanalys. Rapporten inleds med kapitel 1 som introducerar och presenterar ämnet följt av syfte, frågeställning och avgränsningar för arbetet. I kapitel 2 presenteras den teori som ligger till grund för arbetet som ett

resultat av litteraturstudien. De två första avsnitten behandlar global uppvärmning och Sveriges energisystem följt av teoretisk bakgrund om de tre huvudämnena. I kapitel 3 motiveras och förklaras metoder som har valts för att besvara frågeställningarna och uppnå syftet med arbetet. I kapitel 4 redovisas resultatet från de två LCA:er som utförts på grot och returträ, samt simuleringsresultat från ett optimeringsprogram och en känslighetsanalys för både grot och RT-flis. I kapitel 5 diskuteras resultatet och i kapitel 6 presenteras slutsatser från arbetet i punktform.

2 Teoretisk bakgrund

I detta kapitel behandlas den teoretiska bakgrunden som är ett resultat av den litteraturstudie som genomförts i samband med detta arbete. Kapitlet kommer delas in i gemensamma delar för de båda behandlade bränslena men också ha ett varsitt avsnitt tillägnat varje bränsle där den teoretiska bakgrunden som är specifik för bränsletypen behandlas.

2.1 Global uppvärmning

Jordens energibalans bestäms av solens instrålning och den avgående energin från jorden. Nettoförändringen i jordens energibalans kallas för radiative forcing, RF, och mäts i effekt per kvadratkilometer (W/km^2) i medeltal över en given tidsperiod. Skillnaden i jordens energibalans orsakas av störningar såsom utsläpp av växthusgaser i atmosfären (Manning & Keeling, 2006). Växthusgaserna i atmosfären släpper igenom inkommande kortvågig strålning från solen och absorberar det mesta av jordens långvågiga värmestrålning även kallad infraröd strålning. Effekten av ökade växthusgaser i atmosfären gör att värmestrålningen från jordytan värmer upp luften i atmosfären istället för att låta det stråla ut i rymden (Cubasch, et al., 2013). Obalansen gör att jorden hittar ett nytt jämviktstillstånd och därav ändras medeltemperaturen (IPCC, 2013a).

Den främsta orsaken till den globala uppvärmningen är de ökade halterna av växthusgaser i atmosfären, vilket är en följd av mänsklig aktivitet så som användning av fossila bränslen men även förändrad markanvändning och skogsbruk (Le Quéré, et al., 2015; Berndes, et al., 2012). Enligt WMO:s Greenhouse Gas Bulletin (2017) har koncentrationen av koldioxid i atmosfären ökat från 278 ppm år 1750, före industrialiseringen, till 403,3 år 2016. Detta innebär att koldioxidhalten i atmosfären har ökat med 45 procent. Halterna av dikväveoxid och metan har också

ökat sedan 1750. Dikväveoxid och metan har ökat 22 procent respektive 157 procent.

I detta arbete kommer global warming potential, GWP, att studeras, som ett mått på hur mycket ett utsläpp av en gas bidrar till växthuseffekten jämfört med koldioxidutsläpp. I avsnitt 2.1.1 presenteras källorna till växthusgasutsläppen för koldioxid, metan samt dikväveoxid.

2.1.1 Växthusgaser

Koldioxid

Koldioxid bildas vid förbränning av kolföreningar i syre. Det finns biogent kol samt fossilt kol. Det biogena kolet är en del av kolets naturliga kretslopp och är det är kol som har tagits upp från atmosfären i den växande biomassan (Zetterberg & Hansén, 1998). Cirka hälften av biomassan består av kol (Strömberg & Herstad Svärd, 2012). Koldioxidutsläpp från biogent kol kan ses som koldioxidneutralt då kolet som släpps ut vid nedbrytning eller förbränning inte antas bidra till en nettoökning eftersom det tas upp och binds in i ny biomassa (Gode, et al., 2011). Koldioxidutsläpp från fossilt ursprung bidrar däremot till en nettoökning i atmosfären.

Fossila bränslen har bildats genom att organiskt material täcks av sedimentlager i anaeroba förhållanden, vilket har begränsat dess nedbrytning. Omvandlingen av organiskt material sker under en lång tid, för olja tar det exempelvis mellan 50 till 500 miljoner år att bildas. Koldioxiden som frigörs vid förbränning av fossila bränslen härstammar från kol som varit inlagrat under en väldigt lång tid. Detta innebär att förbränning av exempelvis olja eller kol kommer leda till en nettoökning i atmosfären (Hammar, 2017).

Metan

Metan bildas vid nedbrytning av organiskt material i syrefattiga miljöer och härrör från både fossila och biotiska källor. En stor utsläppskälla av metan är läckage från olje- och gasutvinning, men även från djurs matsmältning, främst idisslare. Det sker även läckage av metan vid utvinning av kol, samt vid förbränning av fossila bränslen och bioenergi (Saunio, et al., 2016). Metan är en starkare växthusgas än koldioxid, vilket innebär att metan har en större miljöpåverkan per gram. Däremot bryts metangas snabbt ner i atmosfären, 12,4 år, och en del sönderfaller och blir till koldioxid (Myhre, et al., 2013)

Lustgas

Utsläpp av dikväveoxid, även kallad lustgas, kan förekomma från marken genom mikrobiella processer som följd av användning av kvävegödselmedel inom jordbruket och ibland även skogsbruket. Utsläppen kan uppstå både direkt (genom nitrifikation) eller indirekt (genom denitrifikation). Mängden som släpps ut påverkas av olika faktorer, bland annat markens temperatur och fukthalten (IPCC, 2006b). Lustgas bildas även vid ofullständig förbränning. Denna gas är en stark växthusgas, starkare än både koldioxid samt metan, där dess livslängd är i genomsnitt 121 år (Myhre, et al., 2013).

2.2 Fortum och Sveriges energisystem

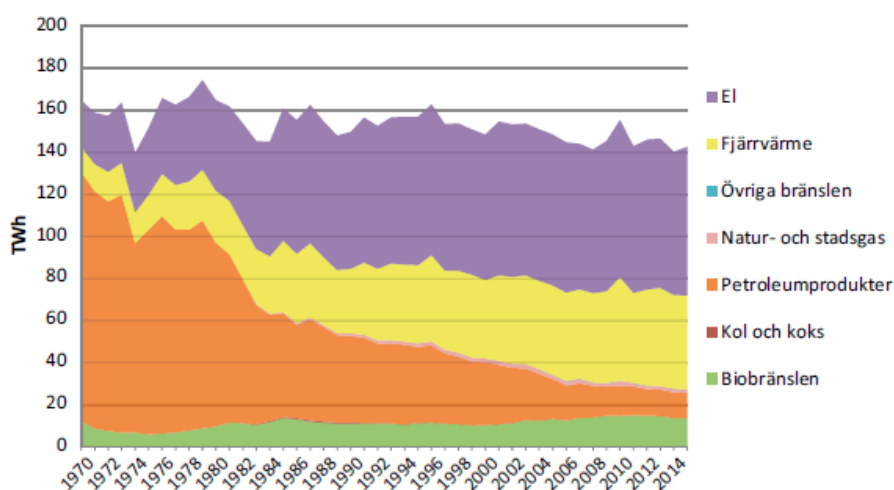
Sveriges energisystem baseras delvis på förnybar energi från vatten, vind och bioenergi. Vattenkraft och kärnkraft är de största elproducenterna i Sverige samtidigt som det sker en stadig ökning av el producerad från vindkraft. Inom värme- och elproduktionen går det även att se en stadig ökning av användningen av biobränslen. En del av den tillförda energin till Sveriges energisystem importeras i form av el, biodrivmedel samt fossila bränslen. Det största användningsområdet för det fossila bränslet är inom transportsektorn (Energimyndigheten, 2017).

Den totala energitillförseln till Sveriges energisystem uppgick till 548 TWh år 2015, varav fossila bränslen som oljeprodukter, naturgas och kol stod för 148 TWh av den tillförda energi, vilket motsvarar 27 procent. År 1980 stod fossila bränslen för ca 50 procent av den tillförda energi, vilket innebär att användningen av fossila bränslen har minskat medan tillförseln av förnybara energislag, så som vindkraft, vattenkraft samt biobränslen, har ökat. Biobränslen stod för 134 TWh av Sveriges tillförda energi år 2015 och fjärrvärmesektorn tillsammans med industrisektorn var de största användarna. Tillsammans stod de för 70 procent av användningen av biobränslen. De resterande 30 procenten användes inom elproduktion, transportsektorn samt bostäder och servicesektorn. Energitillförseln av biobränslen har nästan tredubblats sedan 1975 (Energimyndigheten, 2017).

Den totala slutliga energianvändningen uppgick till 370 TWh år 2015. Den slutliga energianvändningen i Sverige delas upp i tre sektorer: industri, transport samt bostäder och service. Bostads- och servicesektorn stod för den största energianvändningen, 143 TWh, där användningen av energi främst skett i form av fjärrvärme, biobränsle, el och olja. I Energimyndighetens rapport Energiläget (2017) redovisas fjärrvärme och el som separata energislag men dessa har utvunnits från bränslen, mer om detta nedan.

Energianvändningen inom bostad- och servicesektorn påverkas av utomhustemperaturen då den största delen går åt för uppvärmning. Industrisektorn och inrikes transport stod för 140 TWh respektive 87 TWh där industrisektorn använder biobränslen samt el och inom transportsektorn används främst oljeprodukter i form av bensin, diesel eller flygbränsle men även el samt en andel biodrivmedel (Energimyndigheten, 2017).

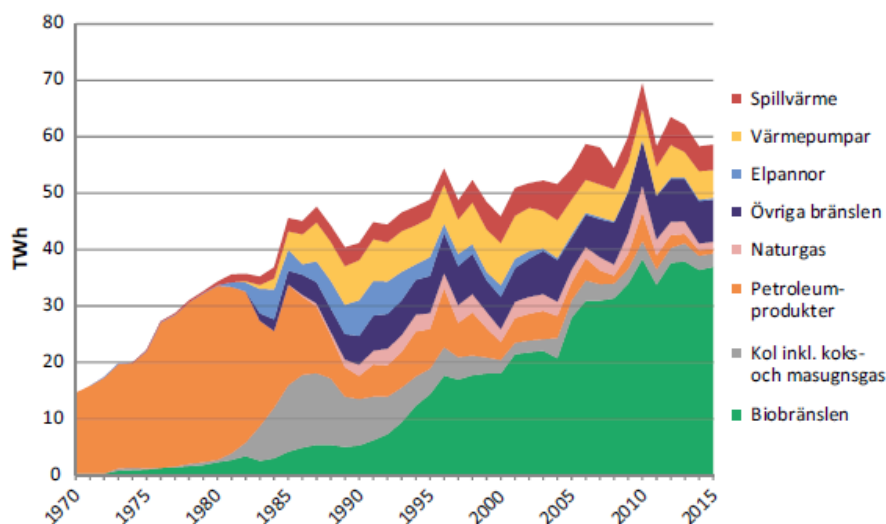
Uppvärmning och varmvatten har stått för mer än hälften av energianvändningen. Energiåtgången för uppvärmning har varierat mellan olika år beroende på utomhustemperaturen, *Figur 1*. En kallare vinter ger en högre energianvändning i bostads- och servicesektorn medan ett varmare år minskar användningen av energi. Användningen av oljeprodukter inom bostads- och servicesektorn har minskat med 90 procent sedan 1970. Oljeprodukter inom fjärrvärme har ersatts med andra förnybara energikällor, såsom biobränsle, och inom elproduktionen har användningen av oljan minskat. Energianvändningen för uppvärmning och varmvatten har minskat till följd av att andel värmepumpar har ökat kraftigt sedan 90-talet. (Energimyndigheten, 2017)



Figur 1. Energianvändning för bostads- och servicesektorn i TWh mellan 1970 och 2014. Källa: Energimyndigheten (2017).

Fjärrvärme är den vanligaste uppvärmningsformen i Sverige, år 2015 stod fjärrvärmenätet för 58 procent av den totala energianvändningen i bostäder och lokaler. Det har skett en stor omställning av den tillförda energin för fjärrvärmeproduktion, *Figur 2*. År 1970 stod de fossila bränslen för nästan 100 procent av den tillförda energin och år 2015 stod den knappt för 10 procent av den totala tillförda.

Biobränslen stod för 63 procent av den tillförda energi 2015, vilket dels beror på att användningen av avfall har ökat på grund av förbudet mot deponering av organiskt avfall från 2005 men även ett ökat tillvaratagande av restprodukter från skogsindustrin, som inte har andra konkurrerande användningsområden.



Figur 2. Tillförd energi för fjärrvärmeproduktion i TWh mellan 1970 och 2015. Källa: Energimyndigheten (2017)

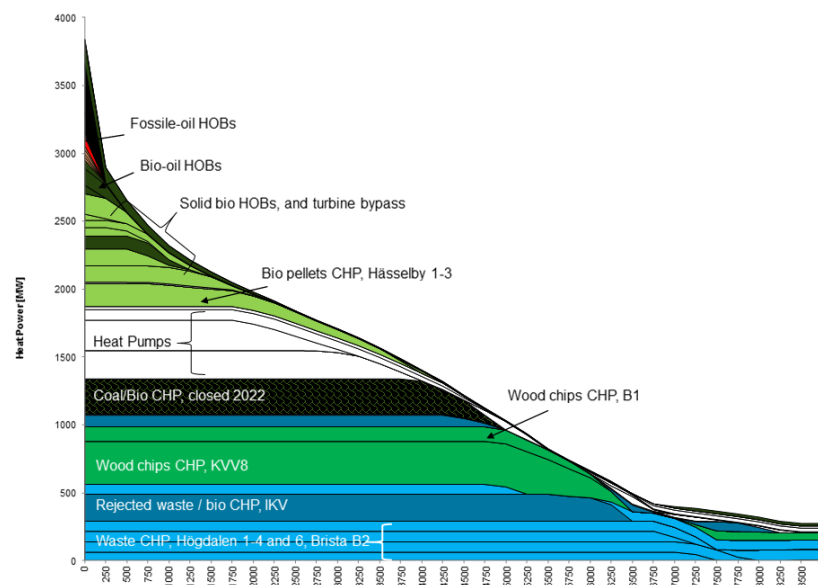
2.2.1 Fortum Värme

Fortum Värme är samägt av Fortum och Stockholms stad. Fortum värme är ett energiföretag som producerar el, fjärrvärme och fjärrkyla. Uppvärmningen i Stockholm sker till 80 procent av fjärrvärme där fjärrvärmenätet är uppdelat i två nät, city södra och nordvästra. Den årliga värmeproduktionen för Fortum Värme är ca 8 TWh (Levihn, 2017a). I maj 2016 togs biokraftvärmeverket, KVV8, i Värta hamnen i drift. Detta har medfört att användningen av förnybara och återvunna bränslen ökat i Stockholms fjärrvärmenät. Biobränsleanvändningen ökade från 20 procent år 2015 till 31 procent 2016. Utsläppen av växthusgaser för fjärrvärmeproduktionen i Stockholm minskade från 83 till 64 g CO₂-ekv per kWh, vilket motsvarar 70 000 ton koldioxid (Fortum Värme, 2016).

Fortum Värmes elproduktion samverkar med det nordeuropeiska kraftsystemet, vilket innebär att mängden el som produceras i Fortum Värmes anläggningar kommer att påverka hur elsystemet i Nordeuropa försörjs. En ökad eller minskad förbrukning av el för fjärrvärmeproduktionen kommer att påverka kraftsyste-

mets totala utsläpp. Med KVV8 har Stockholms fjärrvärmenäts elbehov minskat från 51 000 MWh till ett elöverskott på 120 000 MWh. Det nya biokraftvärmeverket, KVV8, och effektiv kraftvärme från fjärrvärmesystemet har ersatt fossil kraftproduktion i andra länder (Fortum Värme, 2016). En anledning till att kraftproduktionen ökat kraftigt är att KVV8 fasar ut många timmars användning av värmepumpar i det egna systemet som använder el för att producera värme. Effekten dubblas då värmen ersätts av KVV8, samtidigt som el produceras istället för att förbrukas i värmepumpar. Detta medför att mindre marginael från Nordeuropeiska elnätet måste köpas in till värmepumparna, samtidigt som el producerad av biobränsle från KVV8 kan säljas till kunder som köpt vanlig marginaelmix från elnätet.

Fortum Värmes fördelning av produktionen mellan olika pannor i systemet redovisas i ett varaktighetsdiagram, *Figur 3*, där alla nuvarande verk är inkluderade. På X-axeln visas antalet timmar över ett år och på Y-axeln den verksamma effekten från de olika värmeproducerande verken. Baslasten består främst av avfall och biobränslen, men också en mindre del kolkraft från KVV6. En relativt stor andel värmepumpar används också under de kallare 4000 timmarna av ett år. Denna användning leder till en hög egenanvändning av el i systemet. Spetslasten består till största del av fossila och biobaserade oljor vilket tas i drift drygt 500 timmar på ett normalår.



Figur 3. Varaktighetsdiagram för Fortum Värmes samlade verksamhet med alla nuvarande verk inkluderade. X-axeln visar år och y-axeln visar effekt i MWh. Källa: (Levihn, 2017a).

2.3 Livscykelanalys

Den metod som används för att mäta och jämföra de olika utsläppen av växthusgas i detta arbete kallas för livscykelanalys (LCA). Detta är en standardiserad metod för att mäta utsläppen från en produkt eller process från "vagga till grav". Detta innebär att all energi och materialanvändning vid en process kvantifieras och summeras och divideras över en funktionell enhet av slutprodukten. Inom LCA finns ISO-standard för att mäta och värdera olika miljöpåverkan från en produkt (IPCC, 2006b). Dessa mäts sedan över hela produktens livscykel. Tidsperspektiv väljs utifrån produkternas speciella förutsättningar där emissionerna observeras under hela tidsperioden.

LCA bygger på fyra olika iterativa faser där den första är att definiera systemgränser för vad som ska räknas, vilka miljöpåverkanskategorier som ska mätas samt vilken funktionell enhet som kommer att användas. Under den andra fasen samlas sedan data ihop för alla steg i produktionen av den funktionella enheten. När denna fas är klar värderas insamlade data utifrån vilken miljöpåverkan alla specifika indata har. Slutligen tolkas och värderas resultatet. Ofta jämförs resultatet med tidigare studier. Dessutom kan en känslighetsanalys genomföras för att se hur mycket resultatet förändras av att olika värden förändras (ISO 14044, 2006).

Skilnader i markanvändning är en faktor som också bör behandlas inom en LCA. För att ta hänsyn till detta kommer markkolet och dess förändringar att studeras. Detta är inte nödvändigt enligt Förnybartdirektivet (29/28/EG Appendix V.C.7) men det är fortfarande av intresse då kollagerförändringar har stor inverkan vid beräkning av biobränslen. Mer om detta finns under kolbalansavsnittet 2.4.1.

2.4 Grot

Trädbränslen kan delas upp i tre olika kategorier; skogsbränsle, energiskogsbränsle och återvunnet trädbränsle (Egnell & Skogsstyrelsen, 2013). Skogsbränslet är oanvänd trädbiomassa, vilket kan delas in i primärt eller sekundärt skogsbränsle. Primära skogsbränslen innefattar avverkningsrester från skogsbruket, exempelvis grot. Sekundära skogsbränslen är biprodukter från skogs- och pappersindustrin, exempelvis bark, spån och nedklassat virke. Den vanligaste typen av biobränsle, som används idag, är oprocesserat trädbränsle så som grot, stubbar samt mindre träd från rensning och gallring (Energimyndigheten, 2016b). I Sverige används idag främst grot av de oprocessade trädbränslena (9,7 TWh) för förbränning medan stubbskörden är relativt liten i sammanhanget (0,3 TWh) jämfört

med dess potential (Staffas, et al., 2015). Uttaget av biobränslen har under de senaste 30 åren fördubblats (Energimyndigheten, 2016b)

Den grot som förbränns på KVV8 kommer främst från mellersta Sverige och Baltikum. Kraven som Fortum Värme ställer på exportörerna är att bränslet ska vara certifierat enligt Forest Stewardship Council (FSC). Det innebär att skogsägarna följer nationella samt lokala lagar som rör miljöhänsyn, ekonomi, skogsbruk och bindande internationella överenskommelser. Det bör även följa FSC:s hänsynsregler, som bland annat skyddar markens framtida förmåga att bära skog (FSC, 2017a). Det är FSC som bestämmer reglerna men det är inte de som delar ut certifikaten. Certifikaten delas ut av oberoende certifieringsorganisationer, vilket i sin tur måste vara godkända av FSC (FSC, 2017b).

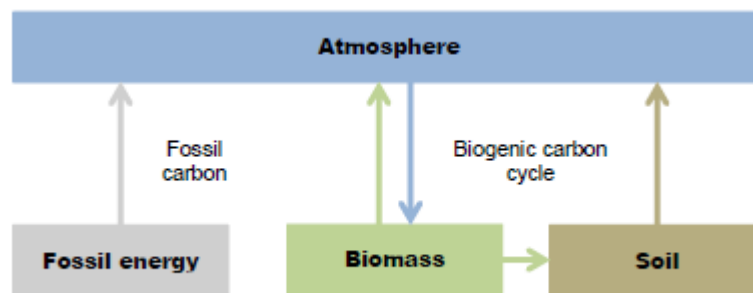
2.4.1 Kolbalans

När biobränslen förbränns frisläpps det kol som bundits upp under tillväxtperioden i form av koldioxid. Nettoutsläppen kan härledas till skillnaden mellan uppbundet biogent kol under tillväxtperioden och koldioxidutsläpp vid förbränning. Det kan också röra fenomen som nedbrytning av biomassa i skogen, vilket kommer att studeras i detta arbete. Skillnaden kan beskrivas som en temporär obalans i kol, vilket justeras över tid. Den tidsperiod som krävs för att obalansen ska jämnas ut varierar beroende på skogens tillväxttakt, skogstyp, bonitet och skogsbruksmetod (Lamers & Junginger, 2013).

Kolbalansen är viktigt för att få en inblick i hur skogen påverkar koldioxidhalten i atmosfären. De grundläggande processerna som styr kolbalansen i skogen är fotosyntesen (tar upp kol) och respirationen (avger kol). Dessa processer styrs i sin tur av solinstrålning och temperaturklimatet. Detta innebär att kolavgivningen kan skilja sig mellan dagar, månader och år. Utvecklingsstadium på skogsbeståndet, skogstyp samt skogens ålder har en avgörande betydelse för nettobalansen. Även skötseln av skogen har stor betydelse för den långsiktiga kolbalansen (Bergh, et al., 2000).

Kolupptaget varierar under skogens omloppstid. Omloppstiden är tiden mellan två slutavverkningar och detta skiljer sig beroende på till exempel klimatzon och bonitet. Under plantstadiet och den första tiden av ungskogsfasen avges koldioxid. Vid tillväxtfasen ökar trädets kolbindning avsevärt och därigenom även koldioxidupptaget i marken. Kolupptaget är som störst när beståndet sluter sig då beskuggningen av marken ger en lägre marktemperatur, vilket gör att markrespirationen avtar. Kolet som lagras i biomassan är nettobalansen från fotosyntesen och

respirationen (Bergh, et al., 2000). Marken innehåller även en stor mängd kol, cirka tre gånger mer kol i marken än vegetationen (Smith, et al., 2008). En del av kolet, som lagrats i biomassan överförs, till marken via rötter och förfall, som exempelvis löv. Därefter återförs kolet till atmosfären genom heterotrof respiration, *Figur 4* (Hammar, 2017).



Figur 4. Förenklat diagram över flöden av kol mellan atmosfär och mark (Hammar, 2017).

Vid förbränning frisläpps kolet som är uppbundet i biomassan och bildar koldioxid. Detta utsläpp benämns biogent koldioxidutsläpp. Enligt Förnybartdirektivet (29/28/EG appendix V.C.7) ska förändringar i kolbalansen till följd av förändringar i markanvändning beräknas, men enbart om markens status har ändrats jämfört med hur den såg ut vid januari 2008. Detta direktiv är bindande för beräkningar på flytande biobränslen, men rekommenderas även för beräkningar av fasta biobränslen. Grotuttag anses inte förändra markens status tillräckligt vilket innebär att förändringen i markens kolbalans inte tagits i beaktning vid beräkning av växthusgasutsläpp från fasta biobränslen så som grot. Detta har lett till att förbränningen setts som klimatneutral då den koldioxid som binds upp under tillväxt är den samma som släpps ut vid förbränning (Strömberg & Herstad Svärd, 2012). Studier har dock visat att koldioxiden som släpps ut i samband med nedbrytningen av oupptagen grot är mindre än den som släpps ut vid förbränning sett över en rotationstid (Helin, et al., 2013; Lamers & Junginger, 2013; Berndes, et al., 2011; Wihersaari, 2005).

Markens framtida förmåga till kollagring förändras vid uttaget av grot. När grot och stubbar tas ut från en avverkningsplats påverkar detta den framtida tillväxten lokalt. Det är främst fyra faktorer som inverkar vid denna minskning av totala mängden markkol över tid. Dessa är:

1. Uttag av biomassa reducerar tillförsel av organiskt kol till marken (Schlamadinger, et al., 1997; Cowie, et al., 2006; Ågren & Hyvönen, 2003; Ericsson, 2003)

2. Uttag av biomassa försämrar näringsinnehållet i jorden och minskar därmed framtida tillväxt av ny biomassa (Walmsley & Godbold, 2009; Cowie, et al., 2006; Richardson, et al., 2002)
3. En minskning i markkol sänker växtproduktiviteten då markkolet är en viktig näringsfaktor i sig för växter (Cowie, et al., 2006)
4. Om uttagsprocessen innefattar markomrörning kan mängden markkol förändras av dessa processer (Jandl, et al., 2007; Hope, 2007; Johansson, 1994)

Dessa fyra faktorer påverkar den framtida skogens förmåga att binda kol genom att hämma dess tillväxttakt. För att minska den hämmande effekten på tillväxttakten är ett alternativ att återföra näringsämnen genom askåterföring och gödsling (Egnell, et al., 1998). Om detta genomförs i tillräcklig omfattning kan effekterna av grotuttag på lång sikt begränsas.

2.4.2 Skogsskötsel

Skogsskötseln innefattar alla skogliga åtgärder som utförs i ett skogsbestånd, exempelvis markberedning, plantering, gallring och avverkning. Målet med skogsskötseln är att vårda och föryngra skogsbestånd för att uppnå hög och uthållig produktionsförmåga med hänsyn till naturmiljö-, kulturmiljö- och övriga intressen (Albrektson, et al., 2012). Det har länge varit prioriterat att skogsskötsel inriktas på att producera sågtimmer och massaved till skogsindustrin. Denna bild har dock förändrats under de senaste decennierna då skogsbränsleuttaget har ökat (Egnell & Skogsstyrelsen, 2013). Vid val av trädslag för beståndsanläggningen är det viktigt att inte bara ta hänsyn till stamved utan även de trädslag som ger stor mängd biomassa i form av grenar. Skogsbränsle är idag det tredje största sortimentet vid sidan av timmer och massaved i Sverige. Det kan därmed finnas anledning till att senarelägga röjning så att okvistade stammar levereras som ett energisortiment vid röjningstillfället. Att kombinera gallring med uttag av grot skulle ge ökade intäkter då mer biobränsle uppnås, däremot krävs det att tekniken för att skörda klena stammar blir mer effektiv (Egnell & Skogsstyrelsen, 2013).

2.4.3 Askåterföring

Det finns olika användningsområden för aska från förbränning, men var den är bäst lämpad beror på askans sammansättning. Vid förbränning av grot är askan lämpad för att spridas i skogen som kompensation för uttaget av näringsämnen vid uttag av biomassa. Askåterföring rekommenderas då det ger en ökad tillväxt sam-

tidigt som mättnadsgraden bibehålls då skogsmark försuras vid bortförsel av biomassa (de Jong, et al., 2017). Vid askåterföring förs alla näringsämnen utom kvävet tillbaka. Om bortförsel av näringsämnen överstiger den naturliga tillförseln kommer brist på näringsämnen att uppstå. Detta kan komma att minska produktionsförmågan i marken (Hjerpe, 2014).

Rekommendationer från skogsstyrelsen är anpassade så att askan innehåller den mängd tungmetaller som redan finns i träden från början då mängden tungmetaller i askan ändå skulle hamnat i marken vid nedbrytning av grot i skogen. Det kan ändå förekomma föroreningar i askan, speciellt om en anläggning eldar olika typer av bränslen (Egnell & Skogsstyrelsen, 2013). Problem som kan uppstå med askåterföring är att kontaminerade ämnen sprids då askan ibland kan innehålla tungmetaller som exempelvis kvicksilver, vilket är giftigt för djur och miljö. För att minska risken att sprida oönskade ämnen till skog och mark är det därför nödvändigt att identifiera asksammansättningen och avskilja de oönskade ämnena. Askåterföring bör undvikas vid fuktigare miljöer, längs vattendrag och på våtmarker för att minska utarmning av värdefulla naturvårdsmiljöer (de Jong, et al., 2012).

Uttaget från avverkningsrester bör kompenseras för uttaget under omloppstiden motsvarar mer än ett halvt ton aska per hektar och om barren inte lämnas kvar jämnt utspridda. Kompensationen kan ske före uttaget, i samband med uttaget eller efter uttaget. Det viktiga är att askåterföring sker på uttagningsplatsen. I områden med hög kvävebelastning kan barren med fördel tas ut tillsammans med avverkningsresterna förutsatt att askan återförs. Vid höga uttag av biomassa vid områden med låg kvävebelastning kan kompensation med både aska och kvävegödsel behövas (Hjerpe, et al., 2008). I nuläget återförs mindre än hälften av den rekommenderade mängden aska. Detta beror på lagstiftning samt att andra produkter med näringsämnen är billigare, vilket gör askan mindre attraktivt (Strömberg, 2012). Om askåterföring ska utföras måste en anmälan om samråd ske till skogsstyrelsen minst sex veckor innan den påbörjas enligt miljöbalken 12 kap 6§ då detta kan komma att ändra naturmiljön vid området. Vid samrådet ska även ett analysprotokoll av askan bifogas. Enligt skogsvårdslagen 30§ ska även hänsyn tas till naturvårdens och kulturmiljövårdens intressen. Även detta är faktorer som spelar in och gör askåterföringen svårare att genomföra i praktiken.

Vid spridning av aska är det viktigt att askprodukten är tillräckligt härdad så att den löses långsamt för att undvika skador på känsliga arter. Askprodukten ska lösas upp under 5–25 år i fält. Högst 3 ton torrsubstans (TS) aska ska återföras per

hektar och tioårsperiod för att undvika oönskade effekter och max 6 ton TS per hektar under en omloppstid (Hjerpe, et al., 2008). Grundprincipen är att tungmetaller och andra skadliga ämnen inte överskrider mängden som förts bort vid uttaget under omloppstiden. En pilotstudie av Strömberg (2012) har visat att aska eller kalk kan öka tillväxten på marker med god bonitet, ge oförändrad tillväxt på medelboniteter och minska tillväxt på de marker med låg bonitet. Vid spridning av aska anses det ha liknade effekter som kalkning. Vegetationen och markorganismer beror på askans egenskaper på kort tid. Högre löslighet ger snabbare och större direkt effekt och kan skada vegetationen (de Jong, et al., 2012).

2.4.4 Potential

Användningen av biobränsle har ökat med 3 TWh per år sedan 1980. År 2015 stod biobränslen för 134 TWh, vilket motsvarar 24 procent av Sveriges totala energitillförsel (Energimyndigheten, 2017). De primära skogsbränslen 2010 utgjorde ca 17 TWh varav 8,9 TWh kom från grot (Skogforsk, 2011). Potentialen för grottag varierar mellan 15 och 32 TWh beroende på vilka restriktioner som använts i beräkningarna. Dessa restriktioner och beräknade värden redovisas i *Tabell 1* nedan.

Tabell 1. Potential för grottag i Sverige

Potential grottag (TWh)	Ekonomisk avgränsning	Fysisk/ekologisk avgränsning	Övrigt
15 ^a	Ekonomisk avgränsning	Praktiska begränsningar	Bedömning av skogsindustrierna
16/25 ^b	Enbart förnygringsavverkning	40 % grot lämnas kvar/ 20 % grot lämnas kvar	
27,6 ^c	-	-	Beräknat på överbliven grot av dagens nettoavverkningsnivåer
32 ^d	Max 115 sek/MWh	Ekologiska begränsningar	-

^a Egnell & Skogsstyrelsen (2013), ^b Svensson (2008), ^c Staffas, et al. (2015), ^d Lönner, et al. (1998)

Den potentiella avverkningen för levande träd på produktiv mark mellan åren 2010 och 2019 är 91 miljoner m³sk per år och förväntas öka i takt med att nettotillväxten ökar (Nilsson & Cory, 2016). År 2011–2110 väntas den potentiella avverkningen vara 120 miljoner m³sk per år förutsatt användning av skogstillståndet år 2010, exempelvis skogsskötsel och utan att ta hänsyn till framtida klimatförändringar. När hänsyn tas till klimatförändringar, att medeltemperaturen höjs med 2 grader och därmed tillväxten, så förväntas den potentiella avverkningen öka till 152 miljoner m³sk per år (Nilsson & Cory, 2016)

2.4.5 Beståndsnivå och landskapsperspektiv

Det två vanligaste metoderna att använda för den geografiska avgränsningen vid undersökning av skogsbestånd är beståndsperspektiv och landskapsperspektiv. Beståndsperspektiv analyserar enbart ett bestånd och dess systemgränser bestäms av beståndets geografiska position. Den andra metoden, landskapsperspektiv, analyserar ett kontinuerligt skogsbruk där flera bestånd avverkas under den studerade tidsperioden och systemgränserna expanderar. Valet mellan dessa metoder är en viktig faktor som dessutom kommer att påverka resultatet (Cintas, et al., 2017). Fördelarna med att använda sig av ett landskapsperspektiv är att de bättre speglar verkligheten av ett kommersiellt skogsbruk med kontinuerlig skörd. Eftersom det bara finns tillgänglig data för enskilt bestånd kommer dessa behöva replikeras för att bilda identiska bestånd med olika ålder. Denna metod kallas teoretiskt landskapsperspektiv (Cintas, et al., 2017). Denna studie kommer att titta både på ett enskilt bestånd men också att använda sig av ett landskapsperspektiv för att sedan kunna jämföra resultaten.

2.5 Returträ

Deponering av organiskt avfall är inte tillåtet enligt deponeringsförordningen (2001:512). Organiskt avfall är enligt avfallsförordningen (2001:1063) ”sådan avfall som innehåller organiskt kol, exempelvis biologiskt avfall och plastavfall”. Då returträ räknas som organiskt kol innefattas det också av avfallsförordningen. Deponi av returträ i Sverige är därför inte möjligt med nuvarande lagstiftning.

Returträ är restprodukter från konsumtion som återanvänds, materialåtervinns eller energiåtervinns (Strömberg & Herstad Svärd, 2012). Av returträ framställs returträflis, vilket används som bränsle i kraftvärmeverk och industrier. RT-flisen framställs av bland annat lastpallar och rivningsvirke, som flisas på plats vid återvinningsstationen eller sorteringsanläggningarna med en kross. Fördelen med nedklassat RT-flis är att det är ett avfall som inte har konkurrerande användningsområden annat än förbränning. Bränslet är billigt och torrt och har högt energiinnehåll vilket gör det attraktivt.

Det finns olika kvalitetsklasser för RT-flis där de två huvudsakliga produkterna är klass 1- och klass 2 flis. Klass 1 är obehandlat trä och kan till stor del likställas med rena biobränslen medan klass 2 kommer från förorenat returträ (SDC, 2013). I fall där klass 1 är av tillräckligt hög kvalitet kan den återvinnas till plywoodskivor (Forssell, 2017). Klass 2 kan vara impregnerat eller målat trä som innehåller

farliga ämnen och klassas då som avfall enligt avfallsförordningen (2011:927). Denna klassning är den som de svenska återvinningsbolagen använder vid sin interna process. Klassningen skiljer sig mellan nationsgränser där vissa länder istället använder A1/A2, A/AB/B eller andra klassningssystem (Dadhich, 2017). Gemensamt för de olika klassningssystemen är att returträ delas upp i behandlat samt obehandlat material samt att återvinningsbart material skiljs ut om det är möjligt. Olika lagstiftningar gäller vid förbränning av flisen som bestäms utifrån hur förorenat RT-flisen är. Kraven som ställs vid förbränning kommer styras av vilken lagstiftning (2002:1060) som används. Det kan vara kemiskt förorenat med färg och lim eller mekaniskt förorenat med metall och plast (SDC, 2013; Strömberg & Herstad Svärd, 2012).

Vid hantering av avfall ska avfallshierarkin användas som prioriteringsordning för lagstiftning och politik enligt avfallsdirektivet. Det första i prioriteringsordningen är att förebygga avfall, därefter återanvända, i tredje hand materialåtervinna, i fjärdehand energiåtervinna och sistahandsvalet är bortskaffning av avfall (Naturvårdsverket, 2016). Avfallshierarkin ska följas förutsatt att det är miljömässigt och ekonomiskt hållbart. Den del av returträt som inte återanvänds eller materialåtervinns, sorteras ut och energiåtervinns genom förbränning då det idag inte finns andra användningsområden. Detta innebär för denna studie att något referensfall egentligen inte finns då förbränning är det enda möjliga utfallet efter sortering.

2.5.1 Föroreningar i returträ

RT-flis kan innehålla både kemiska och mekaniska föroreningar. De kemiska föroreningar uppstår vid förbränning av trä som är yt- eller skyddsbehandlade. Ytbehandlingar resulterar i förhöjda halter av kemiska föreningarna bestående av metaller så som zink och bly. Träskyddsbehandling ger förhöjda halter av arsenik. Utöver dessa ovannämnda metallföroreningar är det vanligt att det förekommer förhöjda halter av klor, svavel, koppar och krom jämfört med vanligt skogsbränsle. Zink, klor och bly är de vanligaste orsakerna till ökande problem med beläggning och korrosion vid förbränning i pannan (Strömberg & Herstad Svärd, 2012). Det som avgör föroreningarna i träet är träbehandlingstekniken som används. Sedan 2007 är användningen av arsenik och krom förbjudet i impregnerat trä i Sverige (Sörme & Karlsson, 2012). Det kan däremot nämnas att livslängden på returträ är 20–35 år (Krook, et al., 2008), vilket innebär att äldre impregnerat trä som idag når avfallsledet innehåller krom och arsenik (Sörme & Karlsson, 2012).

Mekaniska föroreningar utgörs av metaller, plast, sten, grus och glas. Dessa sorteras bort från returträ genom selektiv rivningsteknik samt vid flisningsprocessen (Strömberg & Herstad Svärd, 2012). Ett exempel är att använda asfalterad krossyta vid flisning för att förhindra föroreningar av grus och stenar, samt magneter och virvelströmmar för att få bort metallskrot. De mekaniska föroreningarna kan skapa problem som orsakar driftstopp, vilket ökar underhållet av pannan. Driftstopp kan bero på att stenar fastnar och sliter på bränsleinmatningen och kan bidra till stora kostnader i form av otillgänglighet av pannan. Det är därför viktigt att säkerställa användbarheten av bränslet genom sortering, vilket också höjer bränslekvaliteten (WAC, 2015).

2.5.2 Aska

Egenskaperna och sammansättningen i askan från RT-flis bestäms utifrån bränslets sammansättning och förbränningsteknik. Detta är även avgörande för vilka användningsområden som är aktuella för askan. I praktiken sker förbränning av en mix av olika bränslen, bestående av exempelvis RT-flis, bark, spån och grot. Detta styrs främst av ekonomiska skäl men det kan även vara för att upprätthålla rätt fukthalt beroende på pannans utformning eller för att undvika ämnen i askan som kan komma att skada pannan. Askan kommer att skilja sig över tid beroende på vilken bränslemix som förbränns. Vid deponering av aska ställs krav, dock inte på sammansättningen utan på lakegenskaper. Det är dessa som avgör huruvida askan kan placeras på en deponi för vanligt avfall eller farligt avfall (Bjurström & Wikman, 2005).

Ett återkommande problem med aska från förbränning av RT-flis är höga metallhalter av exempelvis arsenik, kvicksilver, kadmium och bly. Metallerna begränsar användningsområdet och det går exempelvis inte att sprida askan i skogen för att ta vara på näringsämnen på grund av att metallerna kan lakas ut (Nordberg, 2013). Den största delen av askan och slagget från RT-flis deponeras, medan resten återvinns som täckmaterial vid avslutning av avfallsdeponier (Naturvårdsverket, 2008). Detta är en kortsiktig lösning då deponierna antas vara täckta till år 2022 (Strömberg, 2012). Ett alternativt användningsområde är att RT-flis används som konstruktionsmaterial, vilket dock är begränsat på grund av att det ställs högre krav på sammansättningen (Sundqvist, et al., 2009). Det krävs mer behandling av slagget genom exempelvis ett speciellt sorteringsverk för att få bort metaller så att slaggruset kan användas istället för vanligt grus (Ragnsells, 2017). Andra potentiella användningsområden för askan är stabilisering av obundna lager i vägöverbyggnader, vilket är tekniskt, miljömässigt och ekonomiskt lönsamt (Strömberg, 2012).

2.6 Systemanalys med Minerva

Minerva är en modell baserad på Stockholms fjärrvärmenät och kan användas till att beräkna totala utsläpp från de bränslen som för närvarande förbränns på Fortum Värmes olika kraftvärmeverk. Modellen liknar Optima som beskrivs av Levihn (2014) men har en mer utvecklad distributionsoptimering. Modellen är utvecklad på Fortum Värme och är byggd på empiriska observationer från nätets uppbyggnad och beteende. Minerva är en varaktighetsoptimerande modell som tar hänsyn till ett stort antal faktorer vid beräkningar av den mest optimala bränslemixen med hänsyn till kostnad. Alla kostnader allokeras till värmeproduktion medan elförsäljning genererar inkomst. Inkomsten är beroende av elpriset vilket varierar över tiden. Framtidens marginalelsproduktion beräknas även att övergå från el med ursprung från kolkondensverk till mer, ur klimatperspektiv, effektiva naturgasverk. Faktorer som säsongsfuktuationer i elpris, skatter och avgifter inom Sverige samt priser för olika bränslen tas också hänsyn till i modellen.

2.7 Hållbarhet i biomassa

Hållbarhet inledas i tre kategorier: miljömässig hållbarhet, ekonomisk hållbarhet och social hållbarhet. I detta arbete kommer fokus ligga på miljömässig hållbarhet för biomassa med de avgränsningarna som nämnts i tidigare kapitel. Internationellt finns det flera forum som möjliggör diskussion kring de nutida och framtida utmaningarna för biobränslen, bland annat den hållbara utvecklingen av bioenergi. Global Bioenergy Partnership är en organisation som samlar forumen för att diskutera frågan om hållbar utveckling av bioenergi och dess bidrag till att reducera klimatförändringarna (IEA Bioenergy, 2011).

3 Metod

I detta kapitel redovisas de metoder som använts för att besvara frågeställningarna i arbetet. Kapitlet är indelat i fyra avdelningar, där den första behandlar de gemensamma bestämmelserna för varje livscykelanalys av respektive bränsle. Därefter presenteras systemgränser och antaganden för varje bränsle enskilt, följt av optimeringsmodellen Minerva. Sista delen i metoden redogör vilka parametrar i känslighetsanalysen som behandlats.

3.1 Livscykelanalysens egenskaper

I detta arbete utfördes två separata LCA:er för grot och RT-flis. Studien baseras på det nybyggda kraftvärmeverket, KVV8, i Värtahamnen. Systemgränserna för varje bränsle baseras på logistiken kring kraftvärmeverket samt de tekniska begränsningarna. Specifika systemgränser för respektive bränsle presenteras under avsnitt 3.2.1 för grot samt 3.3.1 för returträ. Den funktionella enheten för arbetet är 1 MJ bränsle.

Den valda miljöpåverkanskategorien är global warming potential, GWP, där växthuseffekten studerades genom att beräkna utsläpp av växthusgaserna koldioxid (CO_2), metan (CH_4) och lustgas (N_2O). Utsläppen beräknades på de olika delarna i processen, se *Figur 5* och *Figur 6*, och jämfördes sedan med koldioxid uttryckt i GWP_{100} , Global Warming Potential integrerat över 100 år. För att uttrycka gaserna i koldioxidekvivalenter, CO_2 -ekv, användes GWP-värden för varje gas, *Tabell 2*.

Tabell 2. GWP-värden förhållande till CO_2 (IPCC, 2013b)

Växthusgas	GWP_{100}
CO_2	1
CH_4	28
N_2O	265

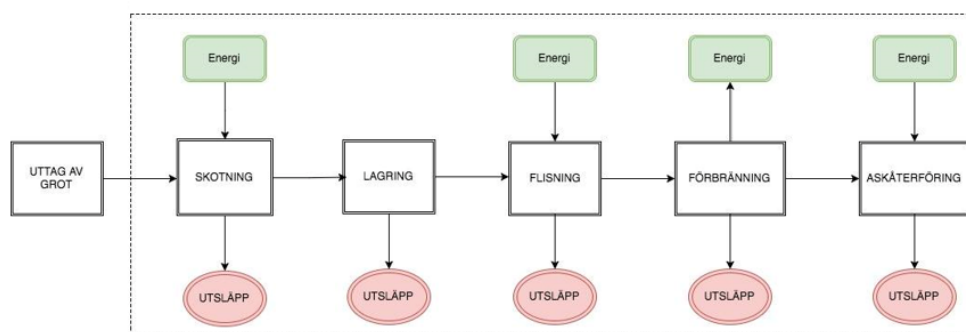
3.2 Grot

Beräkningarna utfördes på beståndsnivå och ur ett landskapsperspektiv. Landskapsperspektivet har studerats på två olika sätt. Landskapsperspektiv 1 är att grotuttag skett för första gången i de olika bestånden. I landskapsperspektiv 2 antogs att grotuttag skett vid föregående avverkning på platsen. I båda fallen antogs det att identiska bestånd skördas en gång om året.

Resultatet inkluderar fossila samt biogena utsläpp. Det biogena utsläppet beräknades genom att subtrahera koldioxidutsläppen vid referensscenariot från koldioxidutsläppen vid förbränning. Referensscenariot i detta fall var att groten lämnades kvar i skogen och förmultnade där utsläppen sker under en längre tidsperiod.

3.2.1 Systemgräns

Systemet innefattar alla steg från uttag av grot till askåterföring. En översiktsbild över processens olika delar illustreras i flödesschemat *Figur 5*. Varje process förklaras och tydliggörs under avsnitt 3.2.3. Studien inkluderade inte externa processer, såsom vägunderhåll samt tillverkning av maskiner och lastbilar.



Figur 5. Denna figur illustrerar flödesschemat över grotens livscykel med givna systemgränser. Transporten tillkommer från skog (flisning) till terminal och sedan vidare till KVV8 (förbränning). Mellan förbränning och askåterföring sker det också en transport.

Tidsperspektiven som studerades var 25 år, 50 år samt 70 år (Baltikum) och 90 år (mellersta Sverige). 70 respektive 90 år motsvarar skogens omloppstid. Skogen i

Baltikum är mer produktiv då klimatet är varmare, vilket medför att omloppstiden för Baltikum blir kortare än exempelvis i mellersta Sverige. Tre olika tidsperspektiv valdes för att se hur markkolet förändras under skogens omloppstid. Dessa val motiveras enligt följande:

- 25 år – Detta är en tid nära 2040 då Fortum Värme har som mål att vara klimatneutrala.
- 50 år – Denna tidshorisont används då ingen av de valda skogarna som behandlas i rapporten har genomgått en hel rotationstid.
- 70 år – Denna tidperiod är vald enbart för den skog i Baltikum vars omloppstid är 70 år.
- 90 år – Samma som ovan men för den skog i mellersta Sverige som har en rotationstid på 90 år.

3.2.2 Modellering av kolbalans

Minskningen av markkolet på grund av grotskörd modellerades med Heurekas Q-modell. Heureka är ett system med flera funktioner där både kort- och långsiktiga prognoser kan göras på virkesproduktionen, ekonomi, naturvård, rekreation och kolinlagring för ett eller flera skogsbestånd (SLU, 2017). Q-modellen används för att beskriva mängden kol i trädsiktet, död ved och markkolet vid olika tidpunkter. Modellen behandlar inte kolet i markvegetationen. Kolförrådet i marken minskar vid nedbrytning och avverkning av biomassan. Det ökar sedan igen vid upptaget av kol genom tillväxt (Heurekaslu, 2016). I denna studie användes simuleringsresultat från Hammar (2017). Simuleringsvärdena beräknar markkolet men de tar inte hänsyn till att näringsuttaget kan påverka tillväxten.

3.2.3 Data och antaganden

Rekommendationer

Vid uttag av grot rekommenderas det att 20 procent av avverkningsresterna lämnas kvar för att värna om den biologiska mångfalden och de organismer som lever på död ved (Hjerpe, et al., 2008). Det är viktigt att det översta lagret lämnas kvar då en stor del av insektspopulationerna finns där. Granen har lägst antal rödlistade arter och kan därför tas ut i en större mängd utan att få negativa konsekvenser. Grangrot rekommenderas därför framför lövträdsgröt (Jonsell & Hedin, 2009). Det rekommenderas även att låta groten barra av på hygget innan den samlas ihop och körs ut. Detta minskar uttaget av näringsämnen då barren innehåller mycket mineralnäring (Hjerpe, et al., 2008; Peltola, et al., 2011; Engell, 2013). Den uttagna groten som används vid beräkningar antas följa dessa rekommendationer.

Uttag

Det finns tekniska begränsningar vid uttag av grot, vilket medför att all biomassa från en hektar skog inte är uttagbart. I detta arbete antas 70 procent av groten vara uttagningsbart från en hektar skog (Peltola, et al., 2011; Johansson & Thomasson, 2016). Den tillgängliga biomassan vid skörd varierar i olika områden på grund av de olika klimatzonerna. De svenska leverantörerna till KVV8 kommer från mellersta Sverige, där värdet för den tillgängliga biomassan vid skörd är 35,3 ton torrsubstans (TS) per hektar och fukthalten antas vara 50 procent. För Estland och Lettland används värden för Södra Sverige, där den tillgängliga biomassan är 47,9 ton TS per hektar (Hammar, 2017). Detta antagande baseras på att södra Sverige ligger i samma breddgrad som Estland och Lettland samt att de har samma klimatzon, tempererat klimat (IPCC, 2006a; National Geographic Maps, 2009).

Skotning, lagring och flisning

Efter uttaget skotas groten till väggkanten för lagring. Motoreffekten på skotaren antas vara 136 kW där bränsleförbrukningen är 10,8 liter per effektiv timme (Brunberg, 2013). Skotningstiden uppskattas till 8,4 minuter per ton TS (Eliasson & Lundström, 2013). Groten lagras sedan i 8 månader vid hygget med en torrsubstansförlust på 1 procent per månad (Jirjis & Norden, 2005; Filbakk, et al., 2011). Efter lagringstiden flisas groten med en lastbilsmonterad kross som har en bränsleförbrukning på 3,05 liter per ton TS (Eliasson, et al., 2012). Förlusterna vid flisning antas till 3,6 procent. Biomassförlusterna som uppstår vid flisning lämnas kvar och bryts ner. Användningen av smörjningsolja för skogsmaskinerna antas till 6 procent av dieselkonsumtionen (Lindholm, et al., 2010). Vid flisning och transport är fukthalten 45 procent (Harrysson, 2012; Strömberg & Herstad Svärd, 2012).

Transport

För att beräkna utsläpp vid transporter måste transporttyp samt körsträcka vara kända. Data har givits över Fortums Värmes olika leverantörer i volymer samt terminalplats. Då inga exakta avstånd angetts, har dessa uppmätts genom att uppskatta avstånden utifrån den information som funnits. När sedan samtliga sträckor beräknats, summeras dessa i olika kategorier för varje land som terminalen ligger i. Slutligen har ett snittavstånd för varje land beräknats, vilket även är viktat mot hur stor volym varje leverantör transporterar.

Med lokala transporter avses transport från den plats groten läggs efter skotning, till terminalen. Då de olika leverantörerna har olika avstånd mellan avverkningsplats och terminal användes medeldistansen för sträckan Skog-Terminal, vilken antogs vara 61 km (Asmoarp & Davidsson, 2016). Bränsleförbrukningen för last-

bilen var 0,58 liter per km och lasten var 34 ton (Andersson & Frisk, 2013). Lastbilen antas vara av dieseltyp.

Med långväga transporter avses sträckan terminal-KVV8. Ursprungsterminalerna skiljer sig beroende på vilken leverantör som transporterna kommer ifrån. Samtliga transportsträckor är uppmätta med hjälp av externa verktyg. För tåg har External Transport Cost (ExternalCost, 2011) använts för att beräkna rälsens avstånd från terminal till mottagare. För fartygstransporten används Voyage Planner (Marine Traffic, 2017) där vanliga transportvägar användes för att beräkna avstånd mellan terminal och mottagare. För de hamnar som inte hade befintliga rutter i Voyage Planner har verktyg använts för att skapa egna transportvägar vilka följer de normala farvattnen i största utsträckning. Utsläppen för fartygstransporter antas vara 14,73 g koldioxidekvivalenter per tonkilometer (Lundgren, 2017) och för tåg antas 10,04 g koldioxidekvivalenter per ton km i utsläpp. Detta baseras på en energianvändning på 0,29 MJ per ton km samt att tågen antas drivas av nordisk elmix som har en utsläppsfaktor på 125,5 g koldioxidekvivalenter per kWh (Martinsson, et al., 2012).

Förbränning

Förbränning av flis sker i en cirkulerande fluidiserad bäddpanna med en ångturbin. I KVV8 produceras både värme och el, där den tillförda effekten är 380 MW. Av detta utgör 310 MW värme med 90 MW rökgaskondensering och 130 MW el (Fortum, 2017). Verkningsgraden på pannan är 93 procent vid förbränning av grot (Dahlén, 2017). Systemets verkningsgrad kan öka till över 100 procent när rökgaskondenseringen inkluderas. Detta beror på att verkningsgraden beräknas med det effektiva värmevärdet, LHV, som beaktar vattnets ångbildningsentalpi, istället för det kalorimetriska värmevärdet, HHV. LHV används för att kunna jämföra alla förbränningsanläggningar med varandra, de anläggningarna med samt utan rökgaskondensering. Verkningsgraden överskrider inte 100 procent om det kalorimetriska värmevärdet används istället för det effektiva värmevärdet, detta skulle däremot inte vara användbart för anläggningar utan rökgaskondensering. Systemverkningsgrad med rökgaskondenseringen för KVV8 är 117 procent (Levihn, 2017b), detta värde är uppmätt och kommer från ett prov med bränsle med hög fukthalt (51,5 procent). Normalt sett är verkningsgraden lägre men i detta arbete har denna verkningsgrad valts då det är ett uppmätt värde för KVV8.

Vid förbränning beräknades ett nytt värmevärde för specifik fukthalt (MC) med följande formel:

$$\text{LHV}_{\text{MC}} = \text{LHV} - 2,45 \frac{\text{MC}}{100 - \text{MC}} \left[\frac{\text{MJ}}{\text{kgTS}} \right] \quad (1)$$

Effektivt värmevärde, LHV, för grot är 19,2 MJ per kg TS (Ringman, 1995; Lindholm, et al., 2010) och vattnets ångbildningsvärme vid 20 ° C är 2,45 MJ per kg. Fukthalten vid förbränningen antas vara 42 procent. Detta är ett medelvärde på grotens fukthalt utifrån Fortum Värmes mättningsdata. Vid förbränningen beräknades koldioxidutsläppet utifrån kolinnehållet i biomassan, vilket är 51 procent (Strömberg & Herstad Svärd, 2012). Vid beräkning av utsläpp från metan användes emissionsfaktorn 0,006 g per MJ bränsle (Paulrud, et al., 2010). Lustgasen beräknades genom emissionsdata från Fortum Värme till 0,005 g per MJ bränsle.

Askhantering

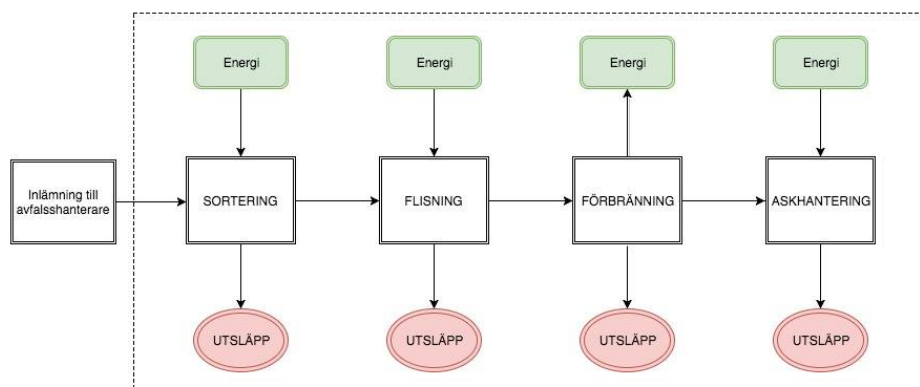
Askan antas återföras till skogen för att ta vara på näringsämnena. Koldioxidutsläppen för askåterföringen antas vara 0,085 g CO₂-ekvivalenter per MJ bränsle (Lindholm, 2010). Detta värde är ett genomsnittsvärde där schabloner använts och kan skilja sig något från den verkliga processen. Den verkliga processen skulle i Fortum Värmes fall innefatta hantering av aska på KVV8 för att sedan transporteras tillbaka till uttagningsområdet. Då det kan vara svårt att få tillstånd för att återföra askan till Baltikum kan det tänkas att även denna ska återförs till liknade skogsbestånd i Sverige istället. För rekommendationer om askåterföring hänvisas till avsnitt 2.4.3.

3.3 Returträ

I detta arbete studerades nedklassat returträ, klass 2 flis. Till skillnad från grot hade returträ inget referensscenario eftersom returträ inte längre får läggas på deponi. Det enda alternativet är att förbränna nedklassat RT-flis. Därav kunde inget referensscenario ställas mot RT-flisen då det förbrännas oavsett.

3.3.1 Systemavgränsning

Systemet omfattade insamling av returträ till askhantering. En översiktsbild på processens olika delar illustreras i *Figur 6*, där varje process förklaras och tydliggörs i avsnitt 3.3.2. Studien inkluderade inte externa processer, så som vägunderhåll samt tillverkning av maskiner och lastbilar.



Figur 6. Denna figur illustrerar flödesschemat över returträets livscykel med givna systemgränser. Transport tillkommer mellan flisning och förbränning, från återvinningsstationen till KVV8.

3.3.2 Data och antaganden

Data och antaganden vid framställning av RT-flis kommer från intervjuer av anställda på två olika återvinningscentraler i Sverige. Processerna och maskinerna som användes för bränsleberedningen antas vara samma i England och Norge.

Bränsleberedning

Det första som sker med returträet är att den grovsorteras och delas in i klass 1 och 2 med en grävmaskin med grip. Sortering av två till tre ton returträ uppskattas till tio minuter (Forssell, 2017). Modellen på grävmaskinen antas vara en Hyundai R 200W som väger 20,5 ton med en bränsleförbrukning på 8,87 liter diesel per timme (Klanfar, et al., 2016; RitchieSpecs, 2017). Därefter flisas returträ och blir till RT-flis. Vid krossning/flisning antas samma maskin användas som för groten. Bränsleförbrukningen för flisningen är 3,05 liter per ton TS (Eliasson, et al., 2012). Processen för bränsleberedningen har ansetts vara samma i Sverige, Norge och England.

Transport

Fortum Värme har importerat RT-flis från Norge och England för en testkörning i oktober 2017. Transportsträckorna är beräknade från dessa leverantörer till Värta hamnen. I Norge har RT-flis levererats från Larviks hamn och från England kommer transporterna från Tilbury utanför London. För leverantörer som skickar RT-flis med fartyg har Voyage Planer (Marine Traffic, 2017) använts för att mäta transportsträcka. Utsläpp av växthusgaser har sedan beräknats med hjälp av medeltal för utsläpp från fartygstransporter från Fortum Värme och multiplicerats med den funktionella enheten.

För den transport som sker från leverantörer inom Sverige har lastbilar som transporterar 34 ton använts och bränsleförbrukningen har beräknats vara 0,58 liter per km diesel. För att beräkna avstånden från leverantör och Värtaverket har Google Maps använts. Då flera av de möjliga leverantörerna i Stockholmsområdet angett att de har ett flertal olika terminaler tillgängliga har den största av Stockholms återvinningscentraler (Högbytorp) använts som ett medelavstånd. Transporter till återvinningscentralerna har bortsetts från denna rapport då dessa transporter skett oavsett om RT-flisen återvinns eller inte.

Förbränning

Förbränningen av RT-flisen sker i KVV8, där beräkningar utgår från 25 energi-procent inblandning av RT-flis i Fortum Värms bränslemix (Dahlén, 2017). Fukthalten på RT-flisen antas vara 23 procent vid förbränning (Strömberg & Herstad Svärd, 2012; Alipour, 2015). Verkningsgraden på pannan är 90 procent (Dahlén, 2017). Vid beräkning av koldioxidutsläpp från förbränningen antogs en fullständig förbränning, därmed omvandlas allt kol i RT-flisen till koldioxid. Kol-innehållet i RT-flisen är 45,6 procent och det effektiva värmevärdet för bränslet är 20,6 MJ per kg TS (Strömberg & Herstad Svärd, 2012). Ett nytt teoretiskt värmevärde beräknades för den specifika fukthalten med flöjande ekvation:

$$LHV_{MC} = LHV - 2,45 \frac{MC}{100 - MC} \left[\frac{MJ}{kgTS} \right] \quad (1.)$$

Askhantering

RT-flisen kommer förbrännas tillsammans med skogsflis, men askan kommer bli kontaminerat då halten miljöfarliga ämnen i RT-flisen är för stor vilket gör att det i praktiken inte kommer gå att sprida askan i skogen. Askan från RT-flisen antas inte återföras till skogen utan istället antas den användas som täckmaterial till deponier. Askan antas transporteras till Högbytorp där den sedan tas om hand. Utsläppen för transporten från Värtahamnen till Högbytorp beräknades.

3.4 Metod för användning av Minerva

Minerva kan användas till olika beräkningar men i detta arbete användes simuleringarna för att undersöka koldioxidutsläpp från bränslen. Detta gjordes genom att ange utsläppsvärden per energi som inputparameter, modellen svarade då med utsläppsvärden för lokala och globala utsläpp i kiloton koldioxid per år. Med lo-

kala anses utsläpp som sker från Stockholms fjärrvärmenät och globala inkluderar utsläppen från den nordiska elmarknaden.

Vid systemanalys användes resultaten av livscykelanalysen för grot och RT-flis som inputdata för koldioxidutsläpp. För grot användes utsläppsvärden på beståndsnivå samt landskapsperspektiv 1 och 2 för mellersta Sverige och Baltikum. För RT-flis användes två utsläppsvärden. Det första utsläppsvärdet motsvarar medelvärdet för de fossila utsläppen för Sverige, Norge och England. Det andra utsläppsvärdet är medelvärdet för det totala utsläppet, vilket inkluderar fossila samt biogena utsläpp för Sverige, Norge och England.

För systemet användes en verkningsgrad på 117 procent vilket är den uppmätta verkningsgraden från KVV8, dock för ett mycket fuktigt bränsle, 51,5 procent (Levihn, 2017b). För RT-flis kan verkningsgraden i teorin vara något lägre, men detta har ännu inte mätts och skillnaden ansågs vara så pass liten att den inte påverkade resultatet och noggrannheten är mer beroende av osäkerheter från Minervas simulering än små osäkerheter i verkningsgrad.

Resultatet från Minerva redovisas fram till år 2040 där det är medräknat att kol-kraftverket, KVV6, i Värtaverket avvecklas år 2022. Inför nedstängningen av KVV6 kommer ett effektöverskott finnas på den svenska elmarknaden vilket enligt modellens prognos kommer leda till ett minskat elpris fram tills det att KVV6 inte längre är i bruk. En viktig faktor som påverkar resultatet från Minerva är det faktum att de andra bränslena, som exempelvis pellets, i systemet beräknas som klimatneutrala medan grot och RT-flis beräknas på utsläppsvärden från bränslehandboken. Detta innebär att totala utsläpp från grot och RT-flis är högt beräknade.

3.5 Känslighetsanalys

För att undersöka hur indata påverkar resultatet genomfördes två känslighetsanalyser för respektive bränsle. Den första känslighetsanalysen undersökte hur det totala växthusgasutsläppet från grot påverkas om utsläppen från nedbrytningen av grot ökar och minskar med 10 procent. I den andra känslighetsanalysen studerades klimatpåverkan för grot och RT-flis när bränsleförbrukningen för transporten ökar med 10 procent. I den sista känslighetsanalysen ökades energianvändningen för processen med 10 procent för RT-flis. Denna utfördes endast på RT-flis då det finns stora osäkerheter kring bränsleberedningen. För grot studerades det totala utsläppet, biogent samt fossilt, och för RT-flis studerades endast fossila utsläpp.

4 Resultat

Resultatet är indelat i fem avdelningar där de två första avdelningarna behandlar resultat från livscykeln för grot och RT-flis följt av en jämförande del för de två studerade bränslena. Därefter presenteras resultatet från systemanalysen och sista avdelningen behandlar resultatet från känslighetsanalysen.

4.1 Grot

Resultatet för grot delas upp i två avsnitt, beståndsnivå och landskapsperspektiv. I avsnitt 4.1.1 redovisas resultatet från det totala utsläppet, både biogena samt fossila utsläpp, för grotens livscykel under de tre studerade tidsperioderna 25 år, 50 år samt en omloppstid. I det andra avsnittet, 4.1.2, redovisas resultatet för det biogena utsläppet ur ett landskapsperspektiv efter en omloppstid.

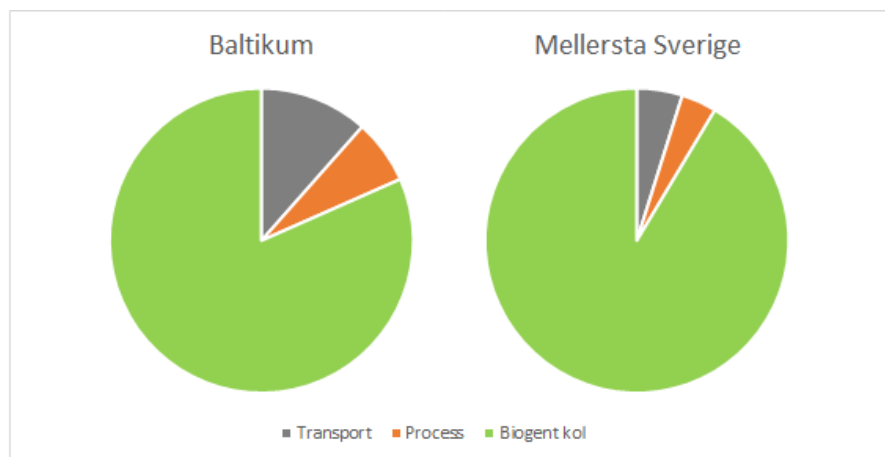
4.1.1 Beståndsnivå

Det totala utsläppet av växthusgaser varierar under skogens omloppstid och hur stora dessa utsläpp är beror på var uttaget av grot sker. Resultatet för hela livscykeln för samtliga tidsperspektiv visar att mellersta Sverige har större utsläpp jämfört med importerad grot från Baltikum. Detta då utsläppet från det biogena kolet är större för mellersta Sverige än Baltikum som följd av en snabbare nedbrytning i Baltikum. En snabbare nedbrytning innebär att mer koldioxid släpps ut i referensscenariot under en omloppstid för Baltikum, 84 g CO₂-ekv per hektar, än för mellersta Sverige, 58 g CO₂-ekv per hektar.

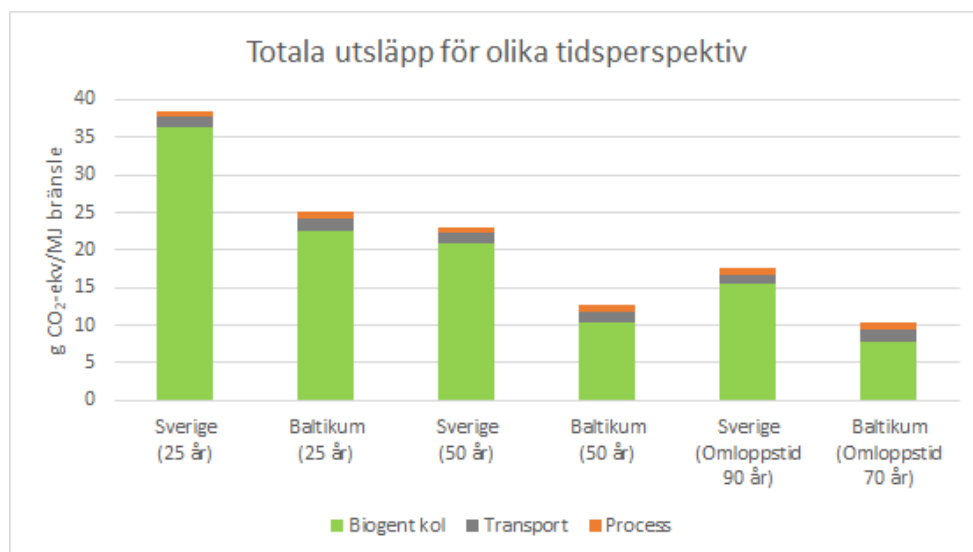
Skillnaden mellan nedbrytning och förbränning blir mindre för varje år då nedbrytningsutsläppen i referensscenariot ackumuleras under hela det observerade tidsperspektivet. Utsläppen är som störst år 25 och efter en omloppstid har det biogena utsläppet halverats, *Figur 8*. Det biogena koldioxidutsläppet varierar be-

roende på vilket tidsperspektiv som studeras men det fossila utsläppet kommer däremot vara samma för alla tidsperspektiv. De fossila utsläppen för mellersta Sverige är 2,1 g CO₂-ekv per MJ bränsle och för Baltikum 2,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle. De fossila utsläppen från processen inkluderar skotning, lagring, flisning och askåterföring, vilket är samma för de olika leverantörerna. Det som skiljer Baltikums fossila utsläpp från mellersta Sveriges fossila utsläpp är transporten där Baltikum har högre transportutsläpp än mellersta Sverige.

Det totala utsläppet av växthusgaser år 50 för Baltikum är cirka hälften av utsläppen för mellersta Sveriges, se *Figur 8*. Utsläppen för mellersta Sverige år 50 är 23 g CO₂-ekv per MJ bränsle varav det biogena kolet står för 21 g CO₂-ekv per MJ bränsle, vilket motsvarar 91 procent av det totala utsläppet av växthusgaser i atmosfären. Motsvarande utsläpp för Baltikum är 13 g CO₂-ekv per MJ bränsle, där det biogena kolet står för 10 g CO₂-ekv per MJ bränsle, vilket motsvarar 77 procent. I *Figur 7* redovisas utsläppsfördelningen i procent för Sverige och Baltikum efter 50 år. Fördelningsmässigt skiljer sig de båda regionerna åt där mellersta Sveriges andel av biogent kol är större än för Baltikum medan Baltikum istället har en större andel påverkan från transporter.



Figur 7. Totalt utsläpp för grot från leverantörerna i mellersta Sverige och Baltikum till KVV8 i g CO₂-ekv per MJ bränsle.

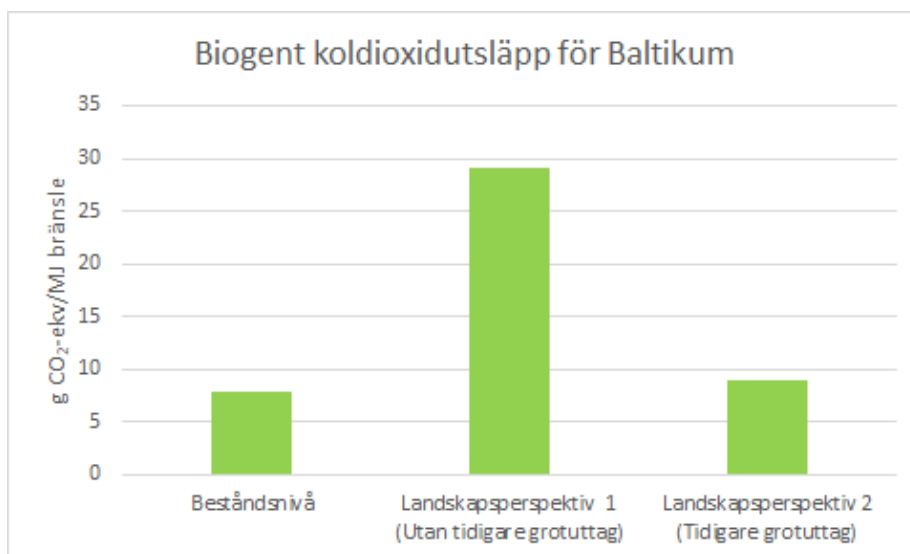


Figur 8. Totalt utsläpp för olika tidsperioder från de olika leverantörerna till KVV8 i g CO₂-ekv per MJ bränsle.

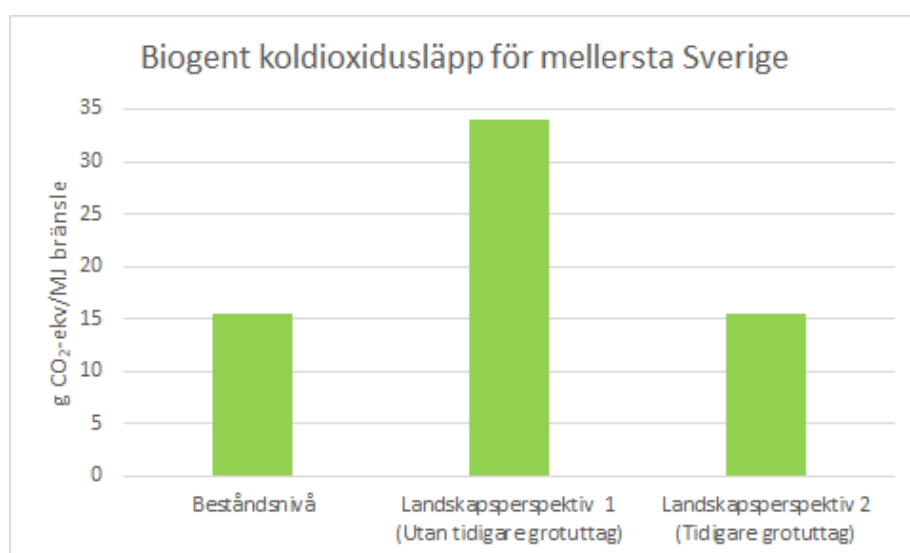
4.1.2 Landskapsperspektiv

I detta avsnitt redovisas resultatet för det biogena kolet ur ett landskapsperspektiv under en omloppstid där landskapsperspektiv 1 är kontinuerlig grotskörd från bestånd utan tidigare grotuttag och landskapsperspektiv 2 är kontinuerlig grotskörd från bestånd där det tidigare har skett grotuttag. Dessa två utsläpp jämförs med de biogena utsläppen på beståndsnivå.

Landskapsperspektiv 2 har lägst biogent utsläpp, 8,9 g CO₂-ekv per MJ bränsle, för baltisk skog under 70 år jämfört med landskapsperspektiv 1 vars utsläpp är 29,0 g CO₂-ekv per MJ bränsle, *Figur 9*. Även för mellersta Sverige har landskapsperspektiv 2 lägst utsläpp, 15,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle, under 90 år än landskapsperspektiv 1 vars utsläpp är 34 g CO₂-ekv per MJ bränsle, *Figur 10*. Totalt sett är de biogena utsläppen för Baltikum lägre än mellersta Sverige för både landskapsperspektiv 1 och 2, detta beror på att nedbrytningstakten i Baltikum är snabbare än mellersta Sverige. Det innebär att det biogena utsläppet från nedbrytningen under en omloppstid i Baltikum är högre än mellersta Sverige, vilket resulterar i att nettoutsläppet mellan nedbrytningen och förbränningen blir lägre för Baltikum.



Figur 9. Biogena utsläpp för grotuttag från Baltikum efter en omloppstid.



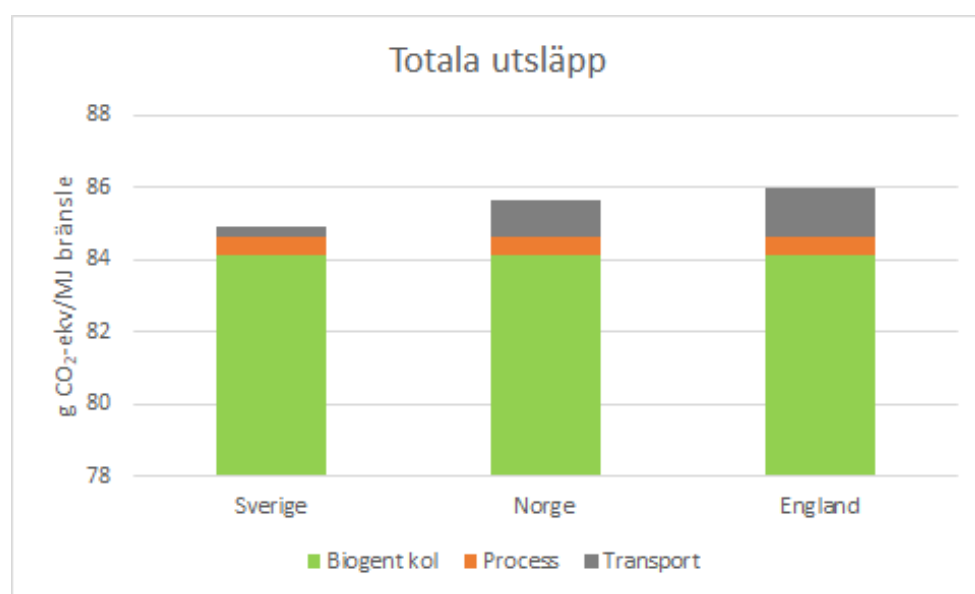
Figur 10. Biogena utsläpp för grotuttag från mellersta Sverige efter en omloppstid.

4.2 Returträ

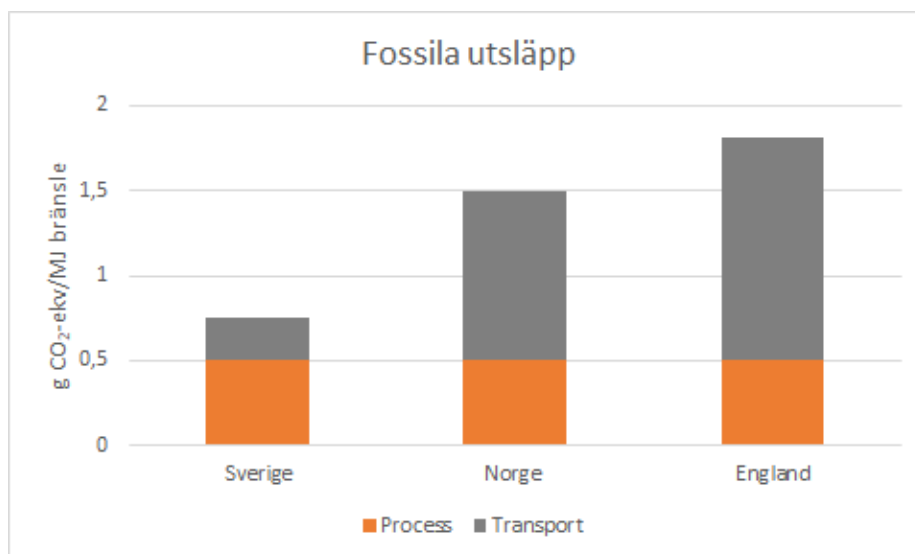
Det totala utsläppet av växthusgaserna delas upp i biogent och fossilt koldioxidutsläpp för de tre olika leverantörerna. Det totala utsläppet för RT-flisen från mellersta Sverige är lägre än den importerande RT-flisen, *Figur 11*. Utsläppet för mellersta Sverige är 85,0 g CO₂-ekv per MJ bränsle varav de fossila utsläppen

står för 0,8 g CO₂-ekv per MJ bränsle. Detta motsvarar 1 procent av det totala utsläppet. Utsläppen från RT-flisen som skeppas från Norge är 85,7 g CO₂-ekv per MJ bränsle varav de fossila utsläppen står för 1,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle vilket är 2 procent av det totala utsläppet. RT-flisen från England har högst utsläpp, 86 g CO₂-ekv per MJ bränsle där de fossila utsläppen står för 1,8 g CO₂-ekv per MJ bränsle vilket står för 2,1 procent av de totala utsläppen.

Processutsläppen för de tre olika leverantörerna är samma, 0,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle. Det som skiljer de fossila utsläppen är transporten där mellersta Sverige har lägst utsläpp, 0,2 g CO₂-ekv per MJ bränsle medan transportutsläppen för Norge och England är 1 respektive 1,3 g CO₂-ekv per MJ bränsle.



Figur 11. Totala utsläpp från RT-flisens livscykelanalys från tre olika leverantörer, Sverige, Norge och England.



Figur 12. Fossila utsläpp från RT-flisens livscykel.

Viktigt att notera är att RT-fallet inte har något referensscenario som grot där biomassan får ligga kvar i skogen och brytas ned. För RT-flis studeras endast fossila utsläpp vilket inkluderar utsläpp från transport och process.

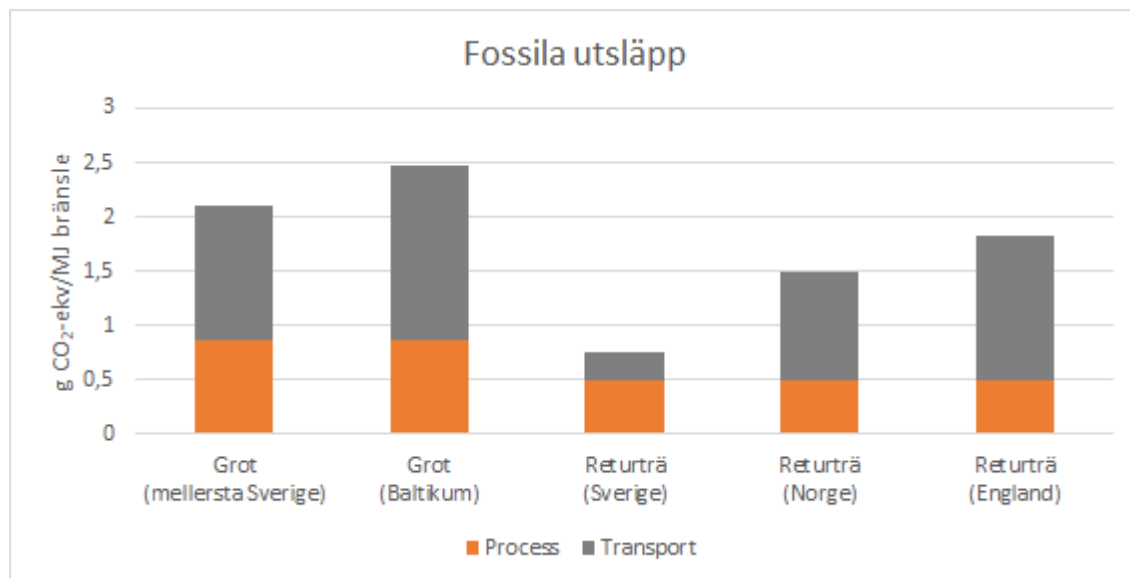
4.3 Jämförande del

I den jämförande delen för returträ och grot kommer endast de fossila utsläppen studeras då de biogena utsläppen inte är jämförbara för de olika bränslena, *Figur 13*.

De fossila utsläppen för grot är totalt sett högre än för returträ. För grot är det fossila utsläppen 2,1–2,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle, medan det för RT-flisen är 0,7–1,7 g CO₂-ekv per MJ bränsle. De fossila utsläppen för varje bränsle delades upp två i kategorier: process och transport. Processutsläppen för grot var 0,9 g CO₂-ekv per MJ bränsle och motsvarande siffra för RT-flis var 0,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle. I båda fallen, för grot och returträ, antogs det att leverantörerna för respektive bränsle har samma processhantering och därav samma utsläpp. De fossila utsläppen genererade av processen från grot inkluderade skotning, lagring, flisning, och askåterföring. Processutsläppen från bränsleberedningen av returträ inkluderade sortering och flisning.

Det som skiljer alla leverantörer åt för respektive bränsle är transportutsläppen. Utsläpp från transporten för den importerade groten från Baltikum är 1,6 g CO₂-ekv per MJ bränsle och för mellersta Sverige 1,2 g CO₂-ekv per MJ bränsle. För

RT-flisen är transportutsläppen från mellersta Sverige 0,2 g CO₂-ekv per MJ bränsle. Utsläppen för transporten av RT-flis från Norge och England är 1 g CO₂-ekv per MJ bränsle respektive 1,3 g CO₂-ekv per MJ bränsle.



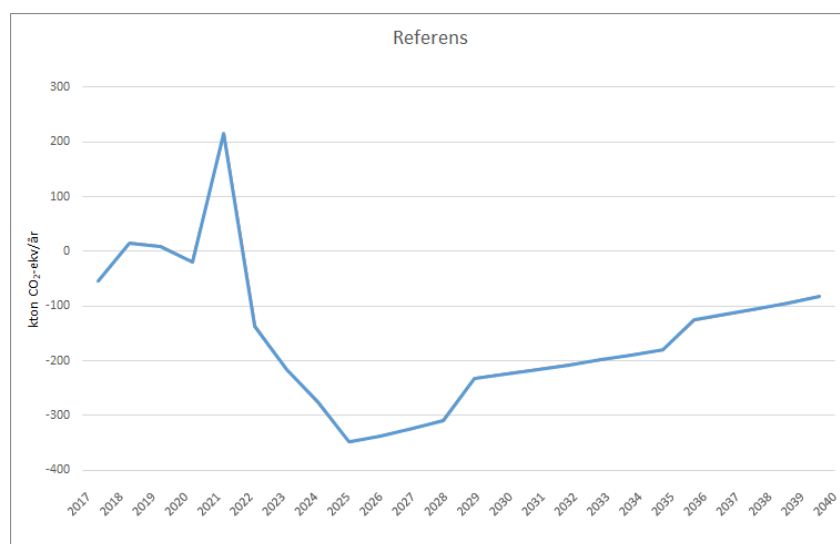
Figur 13. Fossila utsläpp från växthusgaser i atmosfären från grot och RT-flis för de olika leverantörerna för respektive bränsle

4.4 Systemanalys

Resultatet från systemanalysen delas upp i tre avsnitt. Det första avsnittet, 4.4.1, behandlar utsläppsvärden, både lokalt samt globalt, för Stockholms fjärrvärmenät vid förbränning av grot. I avsnitt 4.4.2 redovisas det globala utsläppen för fjärrvärmenätet i Stockholm vid förbränning av RT-flis. Sista avsnittet, 4.4.3, jämför utsläppsvärden för samtliga bränslen.

Utsläppsvärden för olika bränslen används i Minerva för att generera data över de totala utsläppen från de undersökta bränslena i arbetet. Resultatet redovisas i kiloton koldioxidekvivalenter per år. Dessa värden har därefter subtraherats med referensvärden för den nuvarande beräkningen för biobränsle på KVV8. Detta referensscenario representerar beräkningar där biomassa ansetts vara klimatneutralt och dessutom inte ha några utsläpp vid process och transport. Resultaten som redovisas är därför en konservativ beräkning som visar på nettoskillnaden i systempåverkan mellan ett klimatneutralt bränsle och de värden för grot och RT-flis som redovisas i resultaten, 4.1 och 4.2.

Ett diagram över referensscenariots globala utsläpp presenteras nedan, *Figur 14*. Det redovisade resultatet innebär att KVV8 för närvarande bidrar med minskade utsläpp på global nivå fram till 2020. Efter 2020 räknar modellen med att elpriset minskar så pass mycket att elproduktionen från KVV8 minskar. Detta innebär att en mindre mängd el med höga utsläpp trängs undan, vilket är bakgrunden till den utsläppspeak som uppstår år 2021. Vid år 2022 stängs sedan KVV6 och det totala koldioxidutsläppet minskar drastiskt på global nivå. Efter 2025 och framåt minskar KVV8:s koldioxidminskande effekt i takt med att den europeiska marginaelen beräknas gå från kolkondens till mindre koldioxidintensiv elproduktion med naturgas som bränsle, därför minskar alltså nettoeffekten av KVV8. Övriga prISRörelser beror på faktorer så som prognoser för väder, tillfälligt elpris och externa faktorer som exempelvis andra aktörers planerade tillbyggnad av kraftvärmeverk.



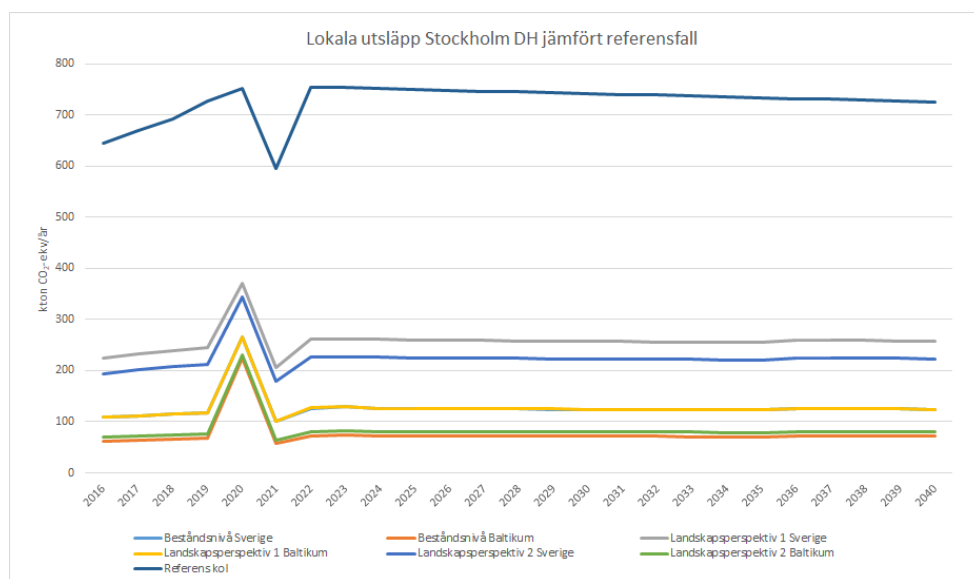
Figur 14. Globala utsläpp till följd av framtida referensbränsleanvändning i KVV8 från Minerva.

Detta scenario användes som referens och resultaten som redovisas framöver i denna avdelning har subtraherats med referensscenariot. Det innebär att det redovisade utsläppet från de olika bränslena är skillnaden jämfört med denna referens. En fördel med att jämföra på detta sätt är att de osäkerheter som finns i Minervas prognostisering minskar då det redovisade resultatet fokuserar på skillnaderna jämfört med referensvärden istället för absoluta utsläppstal.

4.4.1 Systemanalys av grotförbränning

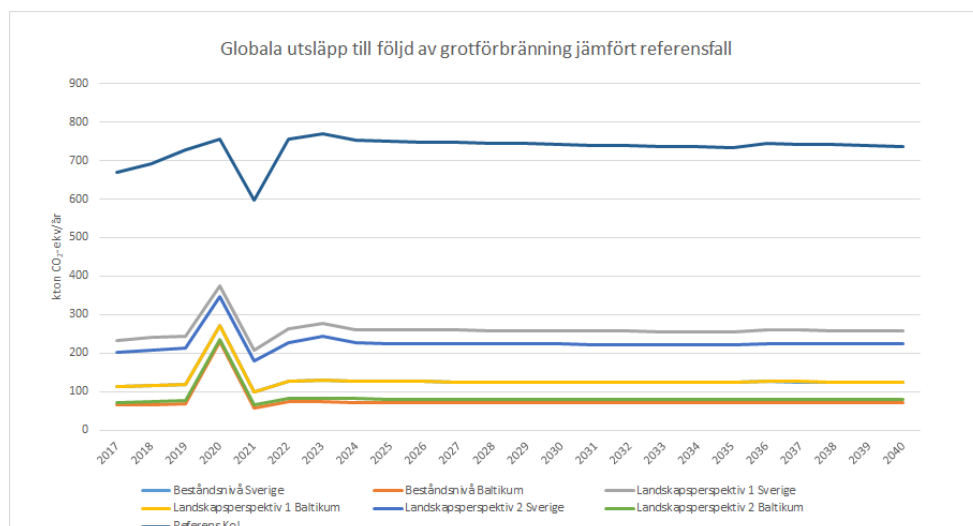
I detta avsnitt behandlas de lokala samt globala utsläpp från fjärrvärmenätet i Stockholm vid förbränning av grot. De studerade värdena för grot är växthusgasutsläppen på beståndsnivå samt för landskapsperspektiv 1 och 2 från mellersta Sverige och Baltikum. Samtliga beräkningar för grot är gjorda på uträknade värden över en omloppstid, *Figur 9* och *Figur 10*.

Först redovisas det totala utsläppet i det lokala fjärrvärmenätet i Stockholm, *Figur 15*. Den mörkblå linjen utgör kolreferensen och är avsevärt mycket högre än övriga värden. Det bränsle som har lägst nettoutsläpp jämfört med referensfallet är det som kommer från beståndsberäkningar från Baltikum.



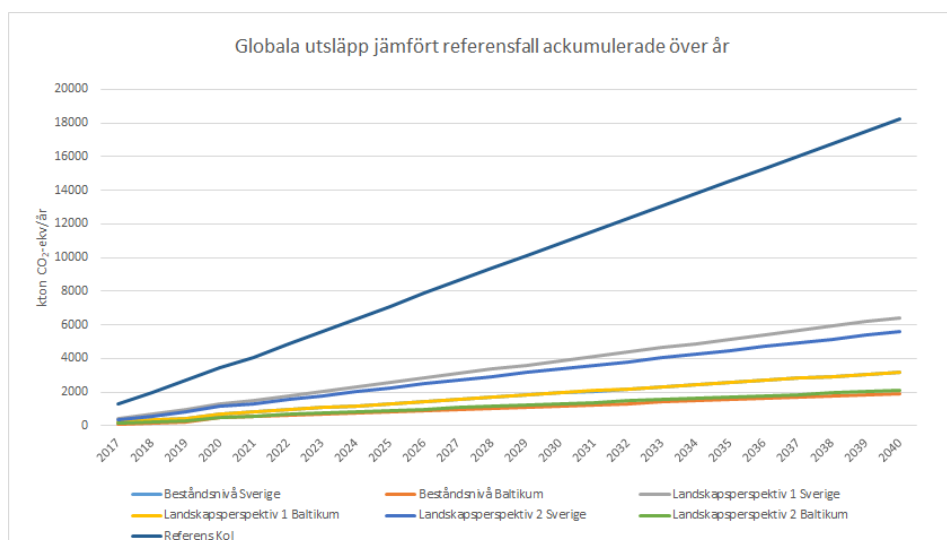
Figur 15. Totala utsläppet i det lokala fjärrvärmenätet i Stockholm.

Vidare redovisas de globala utsläppen som uppstår med de beräknade utsläppsvärdena för grot, samma värden som användes för att få de lokala utsläppen i *Figur 15*. Dessa utsläppsförändringar är beroende av den undanträngda elproduktionen från marginalet. Resultaten liknar de lokala utsläppen mycket och fördelningarna mellan bränslena är desamma. Om KVV8 eldas med kol, som i fallet Referens Kol, kommer utsläppen ligga konstant runt 700 kiloton koldioxidekvivalenter per år, men minskar inför nedstängningen av KVV6. Övriga bränslen ligger på 70–250 kiloton koldioxidekvivalenter per år, men kommer att öka runt tiden precis innan KVV6 stängs.



Figur 16. Globala utsläpp till följd av förbränning av grot

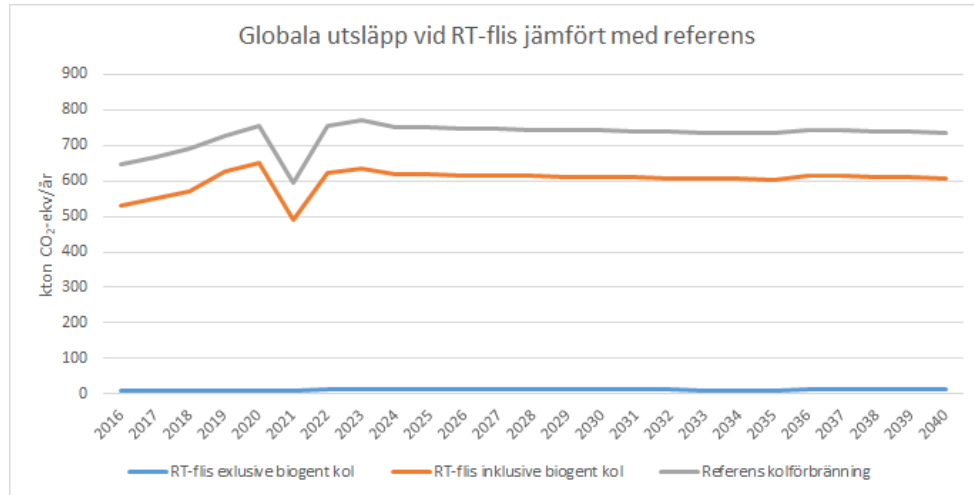
Utsläpp enligt föregående diagram, *Figur 16*, ackumuleras över samtliga utsläppår och därav ges ett resultat som visar hur mycket bränslenas utsläpp blir över tid förutsatt att samma bränsle används de kommande 25 åren. Referensscenariot med kol leder till ett större utsläpp av växthusgaser under en längre tidsperiod jämfört med alla bränslen som undersökts i detta arbete, *Figur 17*. Totalt sett skulle ett scenario där kol används i KVV8 leda till drygt 18 200 kiloton koldioxid-ekvivalenter under 25 år jämfört med siffror i storleksordning 1900–6400 kiloton koldioxid-ekvivalenter för grotbränslen beroende på beräkningsmetod. Det innebär en skillnad på ungefär 280–960 procent mellan kol och grotbränslen.



Figur 17. Globala utsläpp till följd av grotförbränning ackumulerade över samtliga utsläppår.

4.4.2 Systemanalys av förbränning av RT-flis

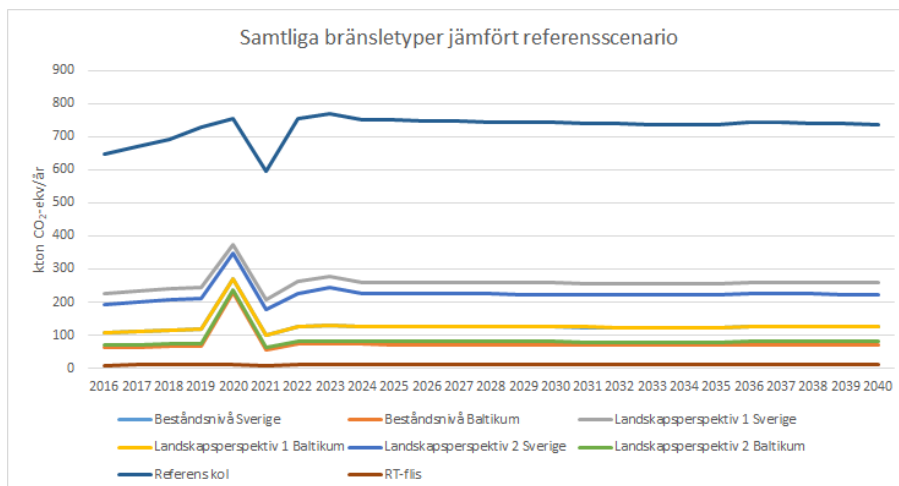
Vid förbränning av RT-flis har två olika bränslevärden använts, dels de som räknar med det biogena kolet och det utsläppsvärde som bortser från det biogena kolet. Den intressanta siffran är värdena exklusive biogent kol, men båda redovisas för att visa på den stora skillnaden mellan värdena, *Figur 18*. Kolreferensen är även i detta fall det scenariot som släpper ut mest koldioxid globalt. RT-flis exklusive det biogena kolet har mycket låga utsläppsvärden och bidrar till en stor minskning av globala utsläpp från KVV8.



Figur 18. Globala utsläpp till följd av förbränning av RT-flis.

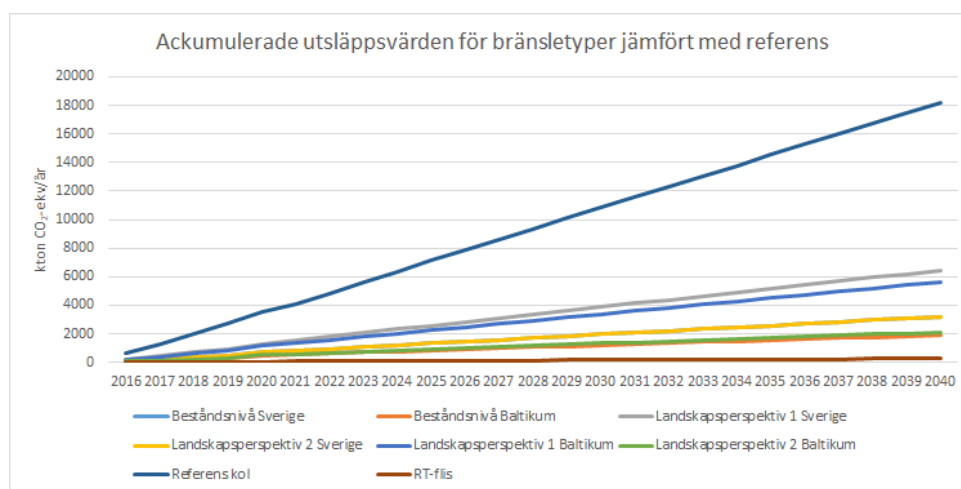
4.4.3 Systemanalys av samtliga bränslen

Resultatet från en jämförande analys mellan de olika beaktade bränsletyperna redovisas i *Figur 19*. Dessa värden gäller utsläpp på en global nivå. Här ses att kolreferensen släpper ut mest koldioxid samtidigt som RT-flis släpper ut minst. Övriga grotränslen är fördelade mellan dessa två värden. Kolreferensen släpper ut drygt 600–800 kiloton koldioxidekvivalenter under den undersökta perioden. Svensk beståndsnivå och landskapsperspektiv 1 ligger nära varandra i spannet runt 200–400 kiloton koldioxidekvivalenter per år. Baltisk beståndsnivå och landskapsperspektiv kommer sedan i spannet 70–250 kiloton koldioxidekvivalenter per år. Minsta utsläppsvärdet i diagrammet är RT-flis som har värden runt 11 kiloton koldioxidekvivalenter per år.



Figur 19. Globala utsläpp till följd av förbränning av samtliga bränslen, grot samt RT-flis.

De globala utsläppen ackumuleras och ger en beskrivande bild av vad som händer när dessa bränslen förbränns över en 25-årsperiod, *Figur 20*. Kolreferensen ligger på samma siffror som för tidigare jämförelse, alltså drygt 18 200 kiloton koldioxidekvivalenter under en 25-årsperiod. Grotbränslena skulle under perioden stå för ett utsläpp på drygt 1900–6400 kiloton koldioxidekvivalenter och RT-flis skulle enbart släppa ut drygt 260 kiloton koldioxidekvivalenter under 25 år borträknat det biogena koldioxidutsläppet.



Figur 20. Globala utsläpp ackumulerade över samtliga utsläppsår.

4.5 Känslighetsanalys

Resultatet från känslighetsanalyserna redovisas i två olika avsnitt. I avsnitt 4.5.1 redovisas resultatet för en 10-procentig ökning respektive minskning av koldioxidutsläpp vid nedbrytning av grot i skogen. Avsnitt 4.5.2 redovisar resultatet för det totala utsläppet för grot och RT-flis när bränsleförbrukning ökar med 10 procent samt när energianvändningen i processen ökar med 10 procent för RT-flis.

Tabell 3. Förändring av det totala utsläppet för respektive bränsle till följd av ändrade inputparametrar.

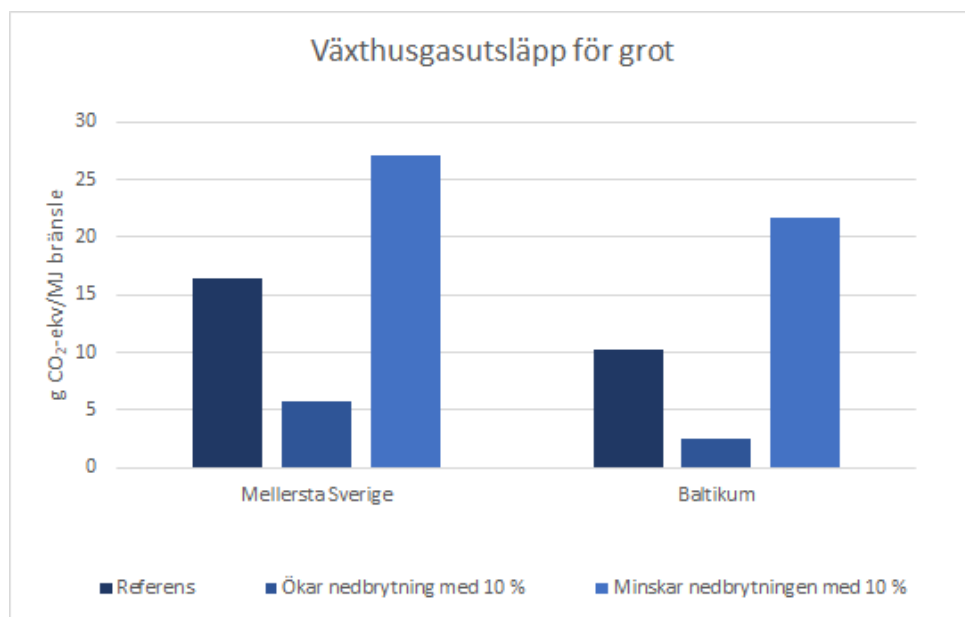
	Grot (mellersta Sverige)	Grot (Baltikum)	RT-flis (Sverige)	RT-flis (Norge)	RT-flis (England)
10-procentig ökning av nedbrytning	-65 %	-76 %	-	-	-
10-procentig minskning av nedbrytning	65 %	110 %	-	-	-
10-procentig ökning av bränsleförbrukningen	0,8 %	1,6 %	3,3 %	6,7 %	7,2 %
10-procentig ökning av energianvändningen i processen	-	-	6,7 %	3,3 %	2,8 %

4.5.1 Utsläpp vid nedbrytning av grot

Genom att påskynda nedbrytningshastigheten med 10 procent kommer det totala utsläppet att minska med 65 procent för mellersta Sverige och 76 procent för Baltikum. Vid en 10-procentig minskning av nedbrytningstakten så kommer det totala utsläppet att öka med 65 procent för mellersta Sverige och 110 procent för Baltikum.

När utsläppen vid nedbrytningen ökar med 10 procent är nettoutsläppen för mellersta Sverige 5,7 g CO₂-ekv per MJ bränsle och motsvarande värde för Baltikum är 2,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle, *Figur 21*. Detta är även det lägsta möjliga värdet då fossila utsläppen från transport och process är 2,4 g CO₂-ekv per MJ.

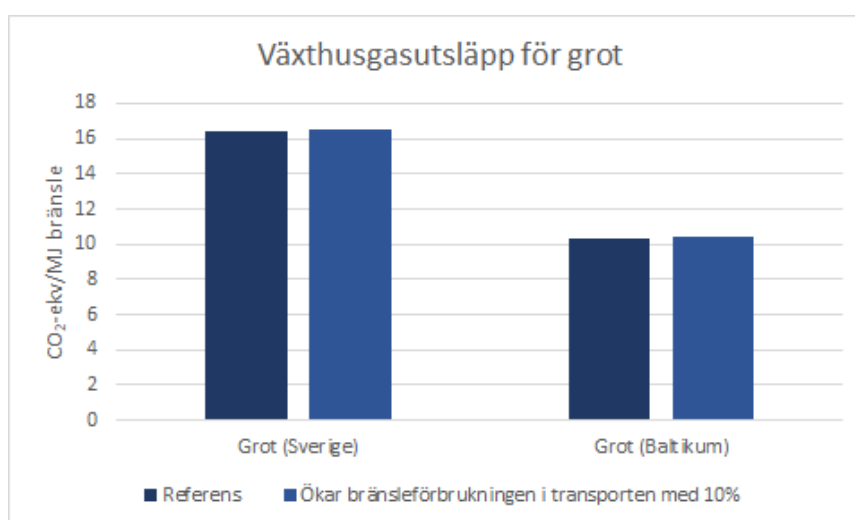
Nettoutsläppet vid en 10-procentig minskning av nedbrytningstakten ger totalt sett högre växthusgasutsläpp jämfört med referensscenariot. För mellersta Sverige och Baltikum är nettoutsläppet av växthusgaser 27,1 respektive 21,6 g CO₂-ekv per MJ bränsle när koldioxidutsläppet från nedbrytningen minskar med 10 procent.



Figur 21. Totala växthusgasutsläpp för grot när nedbrytningsutsläppen ökar och minskar med 10 procent.

4.5.2 Transporter och process

Genom att öka bränsleförbrukningen för grot kommer det totala utsläppet för mellersta Sverige och Baltikum att påverkas med 0,8 procent respektive 1,6 procent. Det totala utsläppet för grot från mellersta Sverige med en 10 procentig ökning av bränsleförbrukning är 16,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle och motsvarande utsläpp för Baltikum beräknades till 10,45 g CO₂-ekv per MJ bränsle, *Figur 22*.

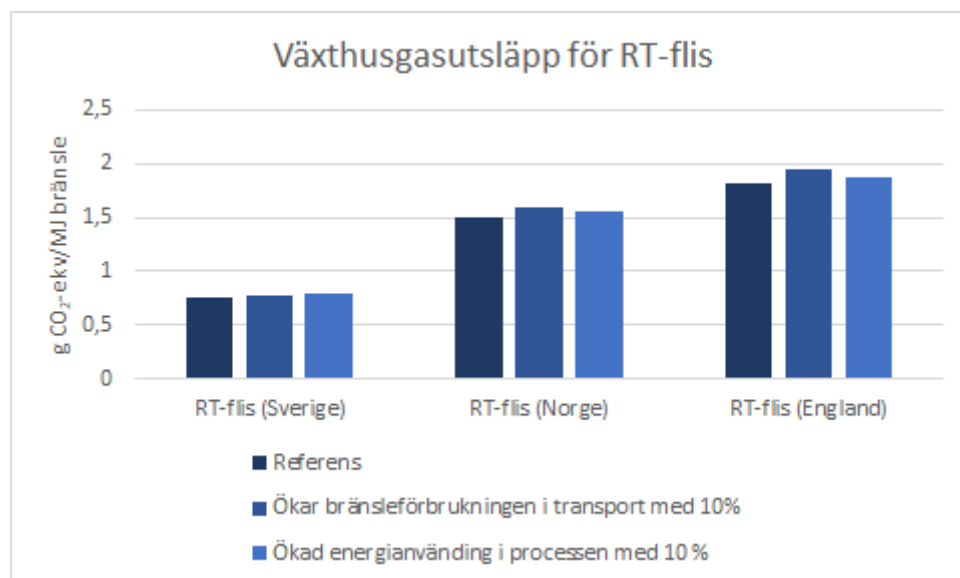


Figur 22. Totala växthusgasutsläpp för grot när bränsleförbrukningen ökar med 10 procent

RT-flisen totala utsläpp kommer att påverkas mer då det biogena koldioxidutsläppet inte inkluderas. Genom att öka bränsleförbrukningen med 10 procent kommer det totala utsläppet för RT-flis för Sverige att påverkas med en 3,3-procentig ökning medan Norge och England påverkas med 6,7 respektive 7,2 procent. När bränsleförbrukningen för transporten ökar med 10 procent kommer växthusgasutsläppet för RT-flis från Sverige att öka till 0,8 g CO₂-ekv per MJ bränsle och för Norge och England är växthusgasutsläppet 1,6 g CO₂-ekv per MJ bränsle respektive 2 g CO₂-ekv per MJ bränsle.

När energianvändningen för processen vid framställning av RT-flis ökar med 10 procent kommer samtliga leverantörer få samma utsläppsvärden. Däremot kommer det totala växthusgasutsläppet för RT-flis att skilja sig då transportutsläppen är olika för de olika leverantörerna. Genom att öka energianvändningen i processen med 10 procent kommer det totala utsläppet för Sverige att öka mest, 6,7 procent, jämför med Norge, 3,3 procent, och England, 2,8 procent.

De totala växthusgasutsläpp från inhemsk RT-flis kommer ökar mest när processen ökar med 10 procent jämfört med en ökning inom bränsleförbrukningen för transporten. För Norge och England är det däremot transporten som kommer påverka resultatet mest, *Figur 23*.



Figur 23. Totala utsläpp för RT-flis när bränsleförbrukning ökar med 10 procent.

5 Diskussion

Diskussionen är uppdelad i fem avdelningar där grot och RT-flis behandlas i avsnitt 5.1 och 5.2 följt av diskussion kring systemanalys. Därefter diskuteras resultatet från känslighetsanalysen och i sista avdelningen presenteras en generell diskussion.

5.1 Diskussion av grot

Resultatet visar att det biogena kolet har en mycket större påverkan på klimatet än det fossila kolet. GWP₁₀₀-värdena från de fossila utsläppen av växthusgaser i denna studie från de två olika uttagningsplatserna, mellersta Sverige och Baltikum, är 2,1 respektive 2,5 g CO₂-ekv per MJ bränsle. Dessa värden inkluderar skotning, lagring, flisning och askåterföring. Värdena för detta arbete stämmer överens med tidigare studier som visar att de icke-biogena utsläppen för grot ligger mellan 1,8 och 3,8 g CO₂-ekv per MJ bränsle (Hammar, 2017; Repo, et al., 2011; Jäppinen, et al., 2014; Gode, et al., 2011). Det är däremot svårt att rakt av jämföra resultat med andra livscykelanalyser då varje studie har specifika systemgränser om vad som inkluderas och exkluderas. Något som också komplicerar jämförelsen är att varje studie använder sig av olika funktionella enheter och allokeringsmetoder.

Vid jämförande av utsläppsvärden där det biogena kolet inkluderas är det viktigt att vara konsekvent med vilket tidsperspektiv som studeras, var uttaget av grot sker samt vilket simuleringsprogram och inputparametrar som använts för att få nedbrytningsdata. En sammanställning av fyra tidigare studier där markkolet har tagits i beaktning redovisas i *Tabell 4* där det går att se hur resultatet varierar för de olika studierna. Det beräknade biogena utsläppet för detta arbete stämmer väl överens med tidigare studier. Det är dock viktigt att tänka på att utsläppen från det biogena kolet skiljer sig beroende på var grotuttaget sker. I resultatet för denna rapport skiljer sig det biogena utsläppet med ca 8 g CO₂-ekv per MJ bränsle mel-

lan mellersta Sverige och Baltikum, som då är simulerade värden för södra Sverige. Det som gör att det blir en skillnad mellan de olika uttagningsplatserna beror på nedbrytningstaket vilket påverkar hur mycket det totalt ackumulerade koldioxidutsläppet blir för nedbrytningen under en omloppstid. Ett varmare klimat ger en snabbare nedbrytning och därav mer koldioxid sett över en omloppstid. Detta är något som Hammar (2017) och Jäppinen, et al. (2014) även kommer fram till i sina resultat.

Tabell 4. Växthusgasutsläpp från livscykelanalys av grot från tidigare studier

	Process- och transportutsläpp	Biogena	Totala utsläpp
g CO ₂ -ekv/MJ bränsle (En omloppstid) ^a	2–4	4–6	6–10
g CO ₂ -ekv/MJ bränsle (50 år) ^b	3,3–3,4	12,3–23,6	15,6–27
g CO ₂ -ekv/MJ bränsle (100 år) ^c	1,8	19,2	21
g CO ₂ -ekv/MJ bränsle (100 år) ^d	2,4–2,9	5,9–8,8	8,3–11,7

^a Lindholm, et al. (2010), ^b Hammar (2017), ^c Repo, et al. (2011), ^d Jäppinen, et al. (2014)

I detta arbete står det biogena utsläppet för drygt 80–90 procent av det totala växthusgasutsläppet, *Figur 8*. Metoden som använts för att beräkna totala utsläpp från växthusgaser inklusive markkolförändringar är en relativt ny och något kontroversiell sådan som exempelvis går emot vad som sägs om klimatneutralitet i Bränslehandboken som anses vara praxisgrundande i branschen. Kollagerförändringar i mark behöver heller inte inkluderas i växthusgasberäkningar för fasta biobränslen enligt EU:s Förnybarhetsdirektiv. Det är däremot intressant att studera dessa utsläpp ur ett vetenskapligt perspektiv för att kunna jämföra olika energislags klimatprestanda. Denna metod kan då vara den bästa tillgängliga metoden för att visa på den totala klimatpåverkan från växthusgasutsläpp vid förbränning av grot. Den upplagring av biogent kol som skulle skett om biomassan hade legat kvar i skogen bör tas i beaktning.

Resultatet visar tydligt att tidsperspektivet blir avgörande för mängden koldioxid som släpps ut från det biogena kolet. Det biogena utsläppet efter 25 år är dubbelt så stora som motsvarande utsläpp vid skogens omloppstid, 70 och 90 år. Om groten skulle ligga kvar tillräckligt länge kommer tillslut all biomassa brytas ned och skillnaden mot förbränning att vara lika med noll, koldioxidneutralt, när det biogena nettoutsläppet är noll. Orsaken till att utsläppet är som störst de första åren beror på att förbränningen sker år ett, vilket resulterar i att allt kol i biomassa

blir till koldioxid och släpps ut i atmosfären. För varje år ackumuleras utsläppen från nedbrytningen, som sedan subtraheras från förbränningen. År 25 kommer den ackumulerade nedbrytningen vara mindre än de ackumulerade utsläppet efter en omloppstid. Detta resulterar i att mindre koldioxid subtraheras från förbränningen efter 25 år jämfört med en omloppstid vilket totalt sett ger högre biogena utsläpp år 25 än efter 70 och 90 år. Det är dock viktigt att notera att hänsyn inte tas till det uppbundna kolet av ny biomassa, beräkningar utförs endast på utsläpp från nedbrytningen.

De osäkerheter som finns kring att räkna på det biogena koldioxidutsläppet är dels att de bygger på simuleringar och inte empiriska värden från faktiska skogsbestånd och dels gäller de simulerade värdena på särskilda bestånd. Detta behöver nödvändigtvis inte alls behöver likna de bestånd som Fortum Värme köper sitt bränsle ifrån. Det biogena utsläppet kan variera enormt beroende på beräkningsmetod, tidsperspektiv, skörd intensitet och områdets produktivitet.

Eftersom Fortum Värme har som mål att vara klimatneutrala år 2040 blir det än mer intressant att fundera kring hur utsläpp från biobränslen beräknas. Om de fortsätter att använda sig av utsläppsdata från Bränslehandboken är målet lättare att nå. Om värden från detta arbete istället används kommer denna vision bli svårare att nå samtidigt som tidsperspektivet för neutraliteten kommer bli en aktuell fråga för företaget. Enligt Hammar (2017) är grot jämförbart med användning av naturgas ur ett koldioxidperspektiv under de första 10 åren av men avtar sedan medan naturgasen är konstant. Liknande värden ges av resultatet i detta arbete och detta tydliggör just hur olika tidsperspektiv är avgörande, vilket även stöds av Lindholm, et al. (2010).

Ett antagande som kan komma att påverka resultatet är antagandet om biogena utsläpp från importerad grot från Baltikum. Då inga värden för markkol för baltisk skog funnits tillgänglig till modellen används simulerade värden för en skog i södra Sverige. Det har dock ansetts rimligt att kategorisera dessa leverantörer i de kategorier som valts. Att använda värden för kolbalanser från södra Sverige och applicera dessa direkt på baltiska skogar är en förenkling och dessa resultat är därmed också mer osäkra. Eftersom det varit svårt att hitta studier över markkolet i baltiska skogar har dock denna metod ansetts bäst. För att få ett mer korrekt värde av biogena utsläpp för baltisk grot med de förutsättningar som finns, bör nya simuleringsvärden tas fram i Heurekas Q-modell.

I arbetet studerades grotskörd på beståndsnivå samt ur ett landskapsperspektiv. Landskapsperspektivet beräknades utifrån en simulering av markkolsdata från ett

bestånd, som sedan applicerades på varje år under skogens omloppstid, vilket innebär 70 och 90 skördar med identiska markkolsförändringar. Detta är inte helt korrekt då det innebär att varje uttagningsplats har exakt samma markkolsförändringar vilket i verkligheten skiljer sig för varje bestånd. Något som även inte har tagits i beaktning vid beräkning av landskapsperspektiv 2, där det tidigare har skett grotuttag, är att uttaget av grot minskar näringstillgången vilket kan påverka produktionsförmågan.

Inom skogsvården kan grot vara ett mekaniskt hinder. Fördelen med att föra bort groten från skogen är att det blir en bättre markberedning (Hofsten, 1993). Det blir alltså fler och bättre planteringspunkter vilket möjliggör en snabbare förnygring samtidigt blir det en jämnare och billigare plantering med bättre förutsättning för tillväxt och övrig skogsvård. Detta innebär att det blir två extra tillväxtsåsonger på grund av tidigare plantering och mer träd per hektar, vilket skulle innebära att mer grot kan tas ut. Däremot minskar näringsämnena i skogen då groten tas ut vilket kan påverka den långsiktiga produktionsförmågan. Detta går dock att motverka genom att föra tillbaka näringsämnena till marken igen genom askåterföring eller gödsling. I detta arbete förutsätts det att Fortum Värme ska återföra askan till skogen där uttag av grot skett. I resultatet har därför utsläppsvärdena vid askåterföringen inkluderats.

5.2 Diskussion av RT-flis

Resultatet visar mycket låga koldioxidutsläpp för hela livscykelanalysen av RT-flis jämfört med andra bränslen i analysen. Detta resultat exkluderar det biogena kolet som släpps ut vid förbränningen när kolet i trät omvandlas till koldioxid och energi frigörs i form av värme. Om det biogena kolet istället skulle räknas med förändras resultatet avsevärt. Motiveringen för att det biogena kolet ej tas med i beräkningar är följande:

- Inget referensscenario existerar. RT-flis får inte deponeras och därför kan inget annat alternativ än förbränning genomföras med lagligt stöd. Jämfört med grot så finns där ett mycket tydligt alternativt scenario.
- Nettoutsläppet för varje delsubstans i returträt skulle behövas tas hänsyn till vilket skulle innebära stor tidsåtgång.
- Allokeringen av RT-flisens utsläpp skulle bli mycket komplicerat då materialet är heterogent i sin sammansättning och kan ha använts till olika saker under sin livstid.

Det biogena koldioxidutsläppet från RT-flis är inte att likna med det biogena koldioxidutsläppet vid förbränning av grot. Grot till skillnad från RT-flis har ett referensscenario där biomassan ligger kvar i skogen och bryts ned. Utsläppet från nedbrytningen av biomassan i skogen gör att det totala nettoutsläppet blir mindre. RT-flis har däremot inte samma referensscenario som grot. I en återvinningscentral ligger inte returträet kvar i en hög och förmultnar över en viss tid, utan avfallet måste tas om hand och i första hand följa prioriteringsordningen från avfallshierarkin. Returträet kommer således alltid energiåtervinnas om det inte går att materialåtervinnas eller återanvändas. Tidigare studier med koldioxidutsläpp för RT-flis har inte kunnat ge tydliga resultat för CO₂-ekv och miljöhandboken (2011) har enbart emissionsvärden från förbränning och ingen livscykelanalys som täcker hela processen från vagga till grav. I en metastudie av Thonemann & Schumann (2016) drogs slutsatsen att några generella resultat för växthusgasutsläpp var svårt att göra eftersom avgränsningarna och metoderna skiljde sig så mycket åt mellan olika system för att hantera returträ.

För att få säkrare resultat krävs vidare studier kring processtegen för RT-flis. De intervjuer som har gjorts under arbetet har beskrivit en bild av en genomsnittlig process men osäkerheten och skillnaderna mellan tidsåtgången är stor. Egna mätningar för processen bör göras där flera olika inlevererade råmaterial och processer för bränsleberedningen av RT-flis undersöks för att få fram en totalt genomsnittlig tidsåtgång och bränsleanvändning. Det skulle dessutom vara intressant att se hur nedbrytning för RT-flis skulle se ut om det läggs på deponi, exempelvis genom att skeppas till ett land där det är lagligt. Att kunna simulera nedbrytningen på ett sätt som liknar simuleringen av nedbrytningen för grot skulle möjliggöra undersökning av RT-flis på ett sätt som är mer jämförbart med hur grot har behandlats i detta arbete.

I praktiken skulle också en övergång till mer RT-flis i KVV8 kunna förändra marknadspriserna genom att efterfrågan på den svenska marknaden skulle öka avsevärt om en stor aktör som KVV8 börjar handla RT-flis. Därmed skulle också priserna på RT-flis öka, åtminstone på kort sikt. På längre sikt beror priserna på långsiktigt utbud. En prisökning av bränslet skulle påverka lönsamheten i att elda RT-flis jämfört med andra bränslen.

5.3 Diskussion av systemanalys

Att göra en systemanalys är viktigt för att få en bild av hur olika förändringar påverkar ett system. En fördel med att göra systemanalysen på det sätt som gjorts i

detta arbete, med hjälp av en simuleringsmodell, är att det går att se hur framtida förändringar kommer att ske förutsatt vissa framtidsprognoser. Resultatet blir dock alltid spekulativt eftersom det inte existerar 100-procentiga prognoser och osäkerheten i att förutspå framtiden alltid är mycket hög. Systemanalys utifrån metoden tar även bättre hänsyn till undanträngning av andra bränslen. Till exempel kommer användningen av andra bränslen i systemet minska om KVV8 går med maximal effekt utifrån behovet. Ett redovisat resultat i exempelvis g CO₂ per MJ tar inte hänsyn till vilka alternativen till bränslet är. Detta synliggörs med hjälp av den valda metoden.

Ett vanligt sätt att få med systempåverkan i LCA är att använda sig av alternativallokersingsmetoden. Denna metod går ut på att den producerade energin fördelas i dess beståndsdelar, i detta fall värme och el. En huvudprodukt väljs och restprodukter beräknas och summeras eller subtraheras från huvudprodukten. Om detta skulle gjorts på producerad värme från KVV8 skulle den producerade elen beräknats tränga undan annan elproduktion i nätet. Det vanligaste är sedan att räkna med att elen tränger undan marginalet som har höga utsläppsvärden, jämfört med exempelvis medelel.

Att istället beräkna energiproduktionens påverkan på systemet med hjälp av en modell som Minerva leder till att resultatet kommer att hamna närmare verkligheten. Eftersom Minerva också tar hänsyn till hela Stockholms fjärrvärmenät och efterliknar den verkliga produktionen i stor grad så kommer faktorer så som att värmepumpar behöver drivas när KVV8 producerar mindre värme också beräknas i resultatet på systemnivå. Sådana faktorer ger en "dubbel" effekt på elproduktionen då egenanvändningen minskar samtidigt som produktionen av el ökar.

Resultatet av systemanalysen visar att förbränning av RT-flis är bäst ur ett klimatperspektiv. Därefter följer grot från Baltikum och sedan grot från Sverige. Sämst var referensscenariot där KVV8 antogs förbränna kol istället för bibränslen.

5.4 Känslighetsanalys

I resultatet från känslighetsanalysen, *Tabell 3*, framgår det att nedbrytningen kommer ha störst inverkan på det totala växthusgasutsläppet för grot jämfört med att öka bränsleförbrukningen inom transporten. Baltikums totala utsläpp är det som påverkas mest jämfört med mellersta Sverige. Baltikum har en 110-procentig påverkan av slutresultatet medan mellersta Sverige har en 67-procentig påverkan. Notera dock att vid en 10-procentig ökning av nedbrytningsutsläppen för bal-

tisk grot går det inte att få en 110-procentig förändring då det skulle innebära att det bryts ner mer biomassa än vad som finns tillgängligt. Det biogena nettoutsläppet kan bli 0 g CO₂-ekv/MJ bränsle om nedbrytningen av grot generar lika mycket koldioxid, efter en viss tidsperiod, som förbränningen däremot kommer det totala utsläppet aldrig kunna bli mindre än 2,4 g CO₂-ekv/MJ bränsle. Detta beror på att utsläppen som sker under process och transport kommer genereras oavsett om de biogena utsläppen inkluderas eller exkluderas. Orsaken till att Baltikum totalt sett får en högre påverkan av det totala utsläppet än mellersta Sverige är för att koldioxidutsläppen från nedbrytningen i Baltikum är högre än i mellersta Sverige. Detta innebär att en 10-procentig ökning respektive minskning kommer att påverka nettoutsläppet i Baltikum mer än vad den gör i mellersta Sverige.

Känslighetsanalysen visar att nedbrytningen ger störst utslag på resultatet samtidigt som nedbrytningen i sin tur baseras på simulerade värden av markkolsförändringar över en vald tidsperiod. I detta fall simuleras värden från Q-modellen över 70 respektive 90 år, vilket gör att resultatet baseras på en prognos över hur markkolet kan komma att förändras i framtiden. Detta ger därmed osäkerheter kring hur stora nettoutsläppen kommer vara för det biogena kolet för framtiden.

För RT-flis gjordes två känslighetsanalyser, dels på bränsleförbrukningen vid transport samt för processen. Känslighetsanalysen för energianvändningen i processen gjordes endast för RT-flis och inte för grot då processerna vid framställning av RT-flis endast baseras på uppskattade värden från intervjuer med anställda på två liknande återvinningscentraler. Resultaten i känslighetsanalysen visar att förändringar i processen påverkar RT-flis från Sverige mer än bränsleförbrukningen. Samtidigt som resultatet från RT-flis från Norge och England påverkas mer av förändringar i bränsleförbrukningen än en 10-procentig ökning av processutsläppen. Detta är rimligt då transportutsläppen för Norge och England står för mer än hälften av det totala växthusgasutsläppet jämfört med Sverige där processutsläppen är större än utsläppen för transporten, *Figur 12*.

5.5 Generell diskussion

Slutligen kan de värden som tagits fram under detta arbete jämföras med värden för andra typer av energiproduktion. Eftersom det i arbetet enbart räknas med g CO₂-ekv per MJ bränsle blir jämförelsen något besvärlig att göra med energislag som har utsläppsvärden per MJ producerad el eller värme. Eftersom Fortum Värmes angivna verkningsgrad på 117 procent bygger på att energin från ångan tas tillvara genom rökgaskondenseringen så är en fördelning av el/värme något svårt

att göra. Att en vanlig allokering med alternativmetod inte gjorts bygger också på den dubbla effekten som tidigare nämnts när det kommer till elproduktionen hos Fortum Värme. Dessutom bygger Fortum Värmes bränsleoptimering på flera dynamiska faktorer och systemet i sig är också dynamiskt. Detta gör att både marginalesberäkningar och allokering med residualmix kan ge dåliga resultat (Levihn, 2014). Detta är också anledningen till varför systemanalysen med hjälp av Minerva föredragits framför att allokera elen som alternativmetoden förespråkar. Denna metod skulle då inte ta hänsyn till den minskade elanvändningen hos värmepumparna i systemet, vilket även påverkar de totala utsläppen på global nivå. Men om vi räknar med producerad energi från bränslena för att kunna jämföra med andra typer av producerad energi ges ändå resultatet som visas i *Tabell 5* nedan. Detta är främst en jämförelse i storleksnivåer och ska inte ses som exakta resultat.

Tabell 5. Jämförelse av bränslen.

	Grot (Baltikum)	Grot (Sverige)	RT-flis (medel)	Kol	Solvärme	Naturgas
g CO₂-ekv/ MJ energi	8,8	14,9	1,3	98,1 ^{a, b}	13,8 ^a	69 ^a

^a Gode, et al., (2011), ^b Paulrud, et al., (2010) ^c

En livscykelanalys innehåller ofta flera olika miljöpåverkanskategorier, något som här reducerats till att enbart handla om faktorer som rör utsläpp av växthusgaser från de olika bränsletyperna. Inom grot finns flera studier som tittar på faktorer så som försurningspotential, närmiljöpåverkan och övriga kategorier. På RT-flis finns dock inte lika mycket tidigare studier med samma tydlighet att tillgå. Det krävs ytterligare studier för att klartlägga dessa samband. När det kommer till andra miljöfaktorer finns dock vissa rekommendationer som har framkommit från den litteraturstudie som gjorts. Dels bör askåterföring ske vid grotuttag. Groten bör komma från gran eller tall främst och bör ha torkat och barrat av under en tid i skogen. Vidare bör Skogsstyrelsens rekommendationer följas så långt det är möjligt för hanteringen av grot. Något som försvårar askåterföringen avsevärt är samförbränningen med olika bränslen. Ett scenario där grot och RT-flis samförbränns är inte otänkbart men detta omöjliggör askåterföring till grotens avverkningsplats då askan från RT-flisen innehåller tungmetaller och gifter som kan skada närmiljön. För ett hållbart skogsbruk måste därför dessa utmaningar lösas av Fortum Värme, exempelvis med återföring av näringsämnen på annat sätt eller genom att rena askan för att möjliggöra återföring.

Osäkerheterna i denna analys har tidigare behandlats i respektive avdelningar för varje bränsle. Sammanfattningsvis kan sägas att för grot är den största osäkerheten simuleringen med Q-modellen. Detta är även den delen som är mest känslig för förändring, så som visats i känslighetsanalysen. Detta innebär att osäkerheten för utsläppsvärdet för grot är hög och påverkas främst av värdena från simuleringen. För RT-flis visar resultatet från känslighetsanalysen att utsläppen från svensk RT-flis påverkas mer av en förändring i processtegens energibehov jämfört med en ökning hos transporternas energibehov. För RT-flis från Norge och England är däremot resultatet mest känsligt för förändringar i transporternas energibehov. Dock är resultatet i sig mer robust jämfört med resultatet för grot vilket framkommer från känslighetsanalysen.

Systemanalysens osäkerheter bygger främst på modellens framtidsprognoser. Dessa prognoser säger i huvudsak att utsläppsvärdena från nordeuropeisk marginalet kommer att minska, då elproduktionen förväntas gå från kolkondens till naturgas som är mindre koldioxidintensiv elproduktion. Utsläppsvärdena beräknas relativt referensscenariot, vilket innebär att utsläppsvärdena från referensscenariot subtraheras från utsläppsvärdena för förbränning av grot samt RT-flis. Detta betyder att resultatet för de globala och lokala utsläppen som redovisas inte presenterar förändringar som följd av antaganden att exempelvis elpriset minskar, KVV6 stängs ner eller att elproduktionen går från kolkondens till naturgas. Dessa förändringar presenteras endast i referensscenariot, *Figur 14*. Det finns fortfarande osäkerheter i modellens antaganden kring framtida värmebehov, nätets framtida struktur, framtiden för andra värmeverk hos Fortum Värme, väderprognoser samt antaganden om övriga aktörers framtidsplaner för energiproduktion till fjärrvärmenätet. Dessutom ses övriga aktörers biobränsleeldning fortfarande som klimatneutralt i Minerva vilket påverkar resultatet.

Slutligen kan konstateras utifrån detta arbete att trots att utsläppsvärdena från grot är avsevärt högre än studier där hänsyn inte tas till det biogena kolet så är det fortfarande bättre att elda grot jämfört med fossila bränslen så som kol. Därtill kan konstateras att RT-flis är ett ännu bättre bränsle ur klimatsynpunkt utifrån de antaganden och avgränsningar som gjorts under livscykelanalysen.

5.6 Framtida studier

- Arbetet genomfördes mycket på grund av att Fortum Värme vill ha en grund att stå på om framtiden innebär andra beräkningsmetoder för CO₂-utsläpp från

biobränslen. Framtida studier bör kunna använda sig av besluten från EU som rör biobränslen för att se exakt vilka beräkningsmetoder som kan krävas.

- För att få säkrare resultat skulle det vara intressant att simulera nedbrytningen av grot från de aktörer som levererar till Fortum Värme. Detta då olika geografiska skillnader kan påverka resultatet stort och en noggrannare simulering av dessa kan minska osäkerheten.
- För RT-flis bör en noggrannare studie som tittar på processen för framtagning av RT-flis göras. Enklast bör vara att åka ut till återvinningscentraler och mäta processerna som ingår i tids och bränsleåtgång.
- Framtida forskning på området bör även använda LCA-resultat för andra bränslen på Fortum Värmes värmeproduktion för att kunna göra en mer noggrann och mindre osäker systemanalys för hela Stockholms fjärrvärmesystem.

6 Slutsats

Från detta arbete kan följande slutsatser dras:

- Det verkliga utsläppet från grot inklusive biogent kolutsläpp är avsevärt mycket större än de siffrorna Fortum Värme använder idag och varierar även med geografisk uttagningsplats.
- Det biogena koldioxidutsläppet är beroende av vilket tidsperspektiv som används och minskar för varje år som går från uttagstiden.
- Beståndsperspektiv och kontinuerligt landskapsperspektiv ger utsläpp i samma storleksordning för grot, landskapsperspektiv med nytt uttag av grot har avsevärt mycket högre utsläpp.
- RT-bränsle har låga utsläpp i jämförelse med grot och mycket låga jämfört med kol för den process och transport som Fortum Värme använder.
- Användning av RT-flis och grot i KVV8 istället för kol över 25 år bidrar med minskade utsläpp på 11800–17900 kiloton koldioxidekvivalenter.

Referenslista

Ågren, G. I. & Hyvönen, R., 2003. Changes in carbon stores in Swedish forest soils due to increased biomass harvest and increased temperatures analysed with a semi-empirical model. *Forest Ecology and Management*, 18 December, 144(1-3), pp. 25-37.

Albrektson, A., Elfving, B., Lundqvist, L. & Valinger, E., 2012. *Skögsskötselserien - Skogsskötselns grunder och samband*, Uppsala: Skogsstyrelsen.

Alipour, Y., 2015. *Furnace Wall Corrosion in a Wood-fired Boiler*, Stockholm: KTH.

Andersson, G. & Frisk, M., 2013. *Skogsbrukets transporter 2010*, Uppsala: Skogforsk.

Anerud, E., 2017. *Föreläsning [Intervju]* (13 Februari 2017).

Asmoarp, V. & Davidsson, A., 2016. *Skogsbrukets transporter 2014*, Uppsala: Skogforsk.

Bergh, J. o.a., 2000. Skogens kolbalans. *SLU Publikationstjänst*, p. 4.

Berndes, G., Ahlgren, S. & Börjesson, P., 2012. Bioenergy and land use change - state of the art. *Wires*, 2(3), pp. 282-303.

Berndes, G., Bird, N. & Cowie, A., 2011. *Bioenergy, Land Use Change and Climate Change Mitigation - Background Technical Report*, Rotorua: IEA Bioenergy.

Bjurström, H. & Wikman, K., 2005. *Askanvändning vid samförbränning av RT-flis med olika biobränslen - försöksprogram i en 24 MWth bubblande bädd*, Stockholm: Värmeforsk.

Brunberg, T., 2013. *Bränsleförbrukningen hos skogsmaksingen 2012, vol nr. 789-2013*, Uppsala: Skogforsk.

Cintas, O. o.a., 2017. Carbon balances of bioenergy systems using biomass from forests managed with long rotations: bridging the gap between stand and landscape assessments. *GCB Bioenergy*, 9(7), pp. 1238-1251.

Cowie, A., Smith, P. & Johansson, D., 2006. 2006. *Does Soil Carbon Loss in Biomass Production Systems Negate the Greenhouse Benefits of Bioenergy?*, 11(5), pp. 979-1002.

Cubasch, U. o.a., 2013. *Introduction. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.: Stocker T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.). .

Dadhich, P., 2017. *Trans boundary flow of solid biomass waste streams in Europe and its effect on the country's energy system*, Stockholm: KTH, Nordic Master Programme in Innovative and Sustainable Energy Engineering.

Dahlén, E., 2017. *Intervju med Erik Dahlén* [Intervju] (18 Oktober 2017).

de Jong, J. o.a., 2012. *Konsekvenser av ett ökat uttag av skogsbränsle*, Eskilstuna: Energimyndigheten.

de Jong, J., Akselsson, C. E. G., Löfgren, S. & Olsson, B. A., 2017. Realizing the energy potential of forest biomass in Sweden – How much is environmentally sustainable?. *Forest Ecology and Management*, Volym 383, pp. 3-16.

Egnell, G. o.a., 1998. *Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation*, Jönköping: Skogsstyrelsen.

Egnell, G. & Skogsstyrelsen, 2013. *Skogsbränsle*, Jönköping: Skogsstyrelsens förlag.

Eliasson, L., Granlund, P., von Hofsten, H. & Björhefen, R., 2012. *Studie av en lastbilsmonterad kross - CBI 5800, vol nr. 775-2012*, Uppsala: Skogforsk.

Eliasson, L. & Lundström, H., 2013. *Skotning av hyggestorkad grot - Skotare med Hultdins Biokassett, vol nr. 790-2013*, Uppsala: Skogforsk.

Energimyndigheten, 2016a. *El och fjärrvärme*. [Online]
Tillgänglig: www.energimyndigheten.se/statistik/el-och-fjarrvarme
[Använd 10 Oktober 2017].

Energimyndigheten, 2016b. *Energy in Sweden-Facts and Figures 2016*. [Online]
Tillgänglig: <http://www.energimyndigheten.se/en/news/2016/energy-in-sweden---facts-and-figures-2016-available-now/>
[Använd 20 Oktober 2017].

Energimyndigheten, 2017. *Energiläget 2017*, Eskilstuna: Energimyndigheten .

EPA, 2017. *Carbon Dioxide Emissions Associated with Bioenergy and Other Biogenic Sources*. [Online]
Tillgänglig: <https://archive.epa.gov/epa/climatechange/carbon-dioxide-emissions-associated-bioenergy-and-other-biogenic-sources.html>
[Använd 10 Oktober 2017].

Ericsson, E., 2003. Carbon accumulation and fossil fuel substitution during different rotation scenarios. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 18(3), pp. 269-278.

Ericsson, K. & Werner, S., 2016. The introduction and expansion of biomass use in Swedish district heating systems. *Biomass and Bioenergy*, Volym 94, pp. 57-65.

Europaparlamentet, 2008. *Biobränslen: Miljöräddare eller bov?*. [Online]
Tillgänglig: <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+IM-PRESS+20080229STO22603+0+DOC+XML+V0//SV>
[Använd 01 December 2017].

European commission, 2016. *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the council on the promotion of the use of energy from renewable sources*. [Online]
Tillgänglig: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52016PC0767R%2801%29>
[Använd 01 December 2017].

ExternalCost, 2011. *External Transport Cost Calculator*. [Online]
Tillgänglig:
http://svenskfjarrvarme.episerverhosting.com/Global/Rapporter%20och%20dokument%20INTE%20f%C3%A4rrsyn/Ovriga_rapporter/Miljo/Milj%C3%B6v%C3%A4rdering%202014,%20Guide%20f%C3%B6r%20allokering%20i%20kraftv%C3%A4rmeverk%20och%20f%C3%A4rrv%C3%A4rmens%20elanv
[Använd 25 September 2017].

Filbakk, T., Høibø, O. A. D. J. & Nurmi, J., 2011. *Modelling moisture content and dry matter loss during storage of logging residues for energy*, u.o.: Scand J For Res 26(3):267-277.

Forssell, J., 2017. *Stena Recycling* [Intervju] (12 Oktober 2017).

Fortum Värme, 2016. *Fortum Värmes miljövärden 2016*, Stockholm: Fortum Värme.

Fortum, 2017. *Miljörapport 2016 Värtaverket*, Stockholm: Fortum.

FSC, 2017a. *Hur funkar FSC?*. [Online]
Tillgänglig: <https://se.fsc.org/se-se/om-fsc/vanliga-frgor-och-svar/2-hur-funkar-fsc>
[Använd 13 September 2017].

FSC, 2017b. *Hur kontrolleras FSC?*. [Online]
Tillgänglig: <https://se.fsc.org/se-se/om-fsc/vanliga-frgor-och-svar/3-hur-kontrolleras-fsc>
[Använd 13 September 2017].

Gallaun, H. o.a., 2010. EU-wide maps of growing stock and above-ground biomass in forests based on remote sensing and field measurement. *Forest Ecology and Management*, pp. 252-261.

Gode, J. o.a., 2011. *Miljöfaktaboken 2011 - Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter*, Stockholm: Värmeforsk.

Hammar, T., 2017. *Climate Impacts of Woody Biomass Use for Heat and Power Production in Sweden*, Uppsala: Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Department of Energy and Technology.

Harrysson, J., 2012. *Påverkande faktorer för grotens fukthalt*, Skinnskatteberg: SLU-Skogsmästarskolan.

Helin, T. o.a., 2013. Approaches for inclusion of forest carbon cycle in life cycle assessment – a review. *GCB Bioenergy*, 5(5), pp. 457-486.

Heurekaslu, 2016. *Kolanalyser*. [Online]
Tillgänglig: <https://www.heurekaslu.se/wiki/Kolanalyser>
[Använd 9 Oktober 2017].

Hjerpe, K., 2014. *Återför aska till skogen*. [Online]
Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/bruka-skog/godsling/aterfor-askan-till-skogen.pdf>
[Använd 26 Oktober 2017].

Hjerpe, K. o.a., 2008. *Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring*, Jönköping: Skogsstyrelsen.

Hofsten, H. v., 1993. *Donaren 380 MIDAS i grönnis*, Kista: Skogforsk.

Hope, G. D., 2007. Changes in soil properties, tree growth, and nutrition over a period of 10 years after stump removal and scarification on moderately coarse

soils in interior British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 242(2-3), pp. 625-635.

IEA Bioenergy, 2011. *Workshop Environmental Sustainability of Biomass*. [Online]
Tillgänglig: <http://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2013/10/ExCo68-Workshop-Environmental-Sustainability-of-Biomass.pdf>
[Använd 12 Januari 2018].

IPCC, 2006a. *IPCC Climate Zones*. [Online]
Tillgänglig: <http://forest.jrc.ec.europa.eu/activities/lulucf/ipcc-classifications/ipcc-climate-zones/>
[Använd 26 September 2017].

IPCC, 2006b. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme.*, Japan: IGES.

IPCC, 2013a. *Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

IPCC, 2013b. *Climate Change 2013: The physical Science Basis*, Bern: IPCC Fifth Assessment Report (AR5).

IPCC, 2014. *IPCC: Greenhouse gas emissions accelerate despite reduction efforts*. [Online]
Tillgänglig: https://www.ipcc.ch/pdf/ar5/pr_wg3/20140413_pr_pc_wg3_en.pdf
[Använd 30 Oktober 2017].

ISO 14044, 2006. *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*, Genève: ISO.

Jäppinen, E., Olli-Jussi, K. J. L. & Tapio, R., 2014. Greenhouse gas emissions of forest bioenergy supply and utilization in Finland. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volym 29, pp. 369-382.

Jandl, R. o.a., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?. *Geoderma*, 137(3-4), pp. 253-268.

Jirjis, R. & Norden, B., 2005. *Bränslekvalitet och arbetsmiljö vid lagring och hantering av groststockar*, Uppsala: SLU.

Johansson, M.-B., 1994. The influence of soil scarification on the turn-over rate of slash needles and nutrient release. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 9(1-4), pp. 170-179.

Johansson, N. & Thomasson, J., 2016. *Skogsägarens attityder till uttag av grot vid slutavverkning i södra Sverige*, Växjö: Linnéuniversitetet, Fakulteten för Teknik.

Jonsell, M. & Hedin, J., 2009. *GROT-uttag och artmångfald*, Uppsala: SLU.

Klanfar, M., Korman, R. & Kujundzic, T., 2016. *Fuel consumption and engine load factors of equipment in quarrying of crushed stone*, Zagreb, Croatia: University of Zagreb, Faculty of Mining, Geology and Petroleum Engineering.

Krook, J., Mårtensson, A., Eklund, A. & Libiseller, C., 2008. Swedish recovered wood waste: Linking regulation and contamination. *Elsevier*, Volym 28, pp. 638-648.

Lamers, P. & Junginger, M., 2013. The 'debt' is in the detail: A synthesis of recent temporal forest carbon analyses on woody biomass for energy. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 7(4), pp. 373-385.

Lamers, P., Rosillo-Calle, F., Pelkmans, L. & Hamelinck, C., 2014. *Developments in International Liquid Biofuel Trade*, u.o.: u.n.

Le Quéré, C. o.a., 2015. Global Carbon Budget 2015. *Earth System Science Data*, Volym 7, pp. 349-396.

Levihn, F., 2014. CO2 emissions accounting: Whether, how, and when different allocation methods should be used. *Energy*, Volym 68, pp. 811-818.

Levihn, F., 2017a. CHP and heat pumps to balance renewable power production: Lessons from the district heating network in Stockholm. *Energy*, Volym 137, pp. 670-678.

Levihn, F., 2017b. *Intervju med Fabian Levihn* [Intervju] (27 06 2017b).

Lindholm, E.-L., 2010. *Energy Use and Environmental Impact of Roundwood and Forest Fuel Production in Sweden*, Uppsala: SLU .

Lindholm, E.-L., Berg, S. & Hansson, P.-A., 2010. Energy efficiency and the environmental impact of harvesting stumps and logging residues. *European Journal of Forest Research* , 129(6), pp. 1223-1235.

Lindholm, E.-L., Berg, S. & Hansson, P.-A., 2010. *Skörd av skogsbränslen i ett livscykelperspektiv*, Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Institution för energi och teknik.

Lundgren, M., 2017. *Data* [Intervju] (16 Oktober 2017).

Manning, A. C. & Keeling, R. F., 2006. Global oceanic and land biotic carbon sinks from the Scripps atmospheric oxygen flask sampling network. *Tellus B*, 58(2), pp. 95-116.

Marine Traffic, 2017. *Voyage Planner*. [Online]
Tillgänglig: <https://www.marinetraffic.com/en/voyage-planner>
[Använd 25 September 2017].

Martinsson, F., Gode, J., Arnell, J. & Höglund, J., 2012. *Emissionsfaktor för nordisk elproduktionsmix*, Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Myhre, G. o.a., 2013. *Anthropogenic and Natural Radiative Forcing*. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment*, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.).

National Geographic Maps, 2009. *Europe*. [Online]
Tillgänglig: <https://www.nationalgeographic-maps.com/national-geographic-atlas-wall-maps/europe-physical.html#>
[Använd 26 September 2017].

Naturvårdsverket, 2008. *Avfall i Sverige 2006*, Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2016. *Lagar och regler om avfall*. [Online]
Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Avfall/Lagar-och-regler-om-avfall/>
[Använd 3 November 2017].

Nilsson, P. & Cory, N., 2016. *Skogsdata 2016*, Uppsala: SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning.

Nordberg, M., 2013. *Småskalig förbränning av returträflis*, Umeå: Umeå Universitet.

Paulrud, S., Fridell, E., Strippel, H. & Gustafsson, T. I., 2010. *Uppdatering av klimatrelaterade emissionsfaktorer*, Norrköping: Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut.

Peltola, S., Kilpeläinen, H. & Asikainen, A., 2011. *Recovery rates of logging residue harvesting in Norway spruce (Picea abies (L.) Karsten) dominated*, Joensuu: Elsevier.

Ragnsells, 2017. *Ask- och slaggbehandling*. [Online]
Tillgänglig: <https://www.ragnsells.se/avfall-som->

[resurs/behandlingsprocesser2/ask---slaggbehandling/](#)
[Använd 18 Oktober 2017].

Repo, A. o.a., 2011. Forest bioenergy climate impact can be improved by allocating forest residue removal. *GHB Bioenergy*, 4(2), pp. 202-212.

Richardson, J. o.a., 2002. *Bioenergy from Sustainable Forestry - Guiding Principles and Practice*. u.o.:Kluwer Academic Publishers.

Ringman, M., 1995. *Trädbränlesortiment*, Umeå: SLU.

RitchieSpecs, 2017. *Hyundai R200W-7*. [Online]
Tillgänglig: <http://www.ritchiespecs.com/specification?type=Construc&category=Mobile+Excavator&make=Hyundai&model=R200W-7&modelid=94057>
[Använd 12 Oktober 2017].

Sörme, L. & Karlsson, A., 2012. *Strategier för att hantera tryckimpregnerat virke som bränsle - baserat på flödet av koppar, krom och arsenik*, Stockholm och Uppsala: Avfall Sverige.

Saunois, M. o.a., 2016. The global methane budget 2000-2012. *Earth System Science Data*, 8(2), pp. 697-751.

Schlamadinger, B. o.a., 1997. Towards a standard methodology for greenhouse gas balances of bioenergy systems in comparison with fossil energy systems. *Biomass and Bioenergy*, 6(13), pp. 359-375.

SDC, 2013. *Stena Recycling: Använder Viol för returträ*. [Online]
Tillgänglig: http://www.sdc.se/admin/Login/LOGIN_1_13_webb.pdf
[Använd 11 Oktober 2017].

Skogforsk, 2011. *Skogsbränslen i Sverige*. [Online]
Tillgänglig: <https://www.skogforsk.se/kunskap/projekt/effektivare-skogsbranslesystem-ess/skogsbranslen-i-sverige/>
[Använd 9 Oktober 2017].

SLU, 2017. *Om Heureka systemet*. [Online]
Tillgänglig: <http://www.slu.se/institutioner/skoglig-resurshushallning/programprojekt/sha/heureka/heureka/om-heureka/>
[Använd 6 Oktober 2017].

Smith, P., Fang, C., Dawson, J. J. C. & Moncrieff, J. B., 2008. *Impact of global warming on soil organic carbon*, Scotland: Elsevier Inc..

Staffas, L., Menthe, J. & Hansen, K., 2015. *Råvaruströmmar från skogen - tillgång och samband*, Stockholm: IVL.

Stockholms stad, 2015. *Strategi för Fossilbränslefritt Stockholm 2040*, Stockholm: Stadsledningskontoret.

Strömberg, B., 2012. *Syntes av Värmeforsks program "Miljöriktig användning av askor 2009-2011"*, Stockholm: Värmeforsk.

Strömberg, B. & Herstad Svärd, S., 2012. *Bränslehandboken 2012*, Stockholm: Värmeforsk.

Sundqvist, J.-O.o.a., 2009. *Impregnerat trä i kretslopp - rekommendationer för restprodukthantering*, Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Svensk Fjärrvärme, 2014. *Miljövärdering 2014 - Guide för allokering i kraftvärmeverk och fjärrvärmens elanvändning*. [Online]

Tillgänglig:

http://svenskfjarrvarme.episerverhosting.com/Global/Rapporter%20och%20dokument%20INTE%20f%C3%A4rrsyn/Ovriga_rapporter/Miljo/Milj%C3%B6v%C3%A4rdering%202014,%20Guide%20f%C3%B6r%20allokering%20i%20kraftv%C3%A4rmeverk%20och%20f%C3%A4rrv%C3%A4rmens%20elanv%C3%A4ndning
[Använd 2 Oktober 2017].

Svensk Fjärrvärme, 2017. *Frågor och svar om fjärrvärmens miljövärden*. [Online]

Tillgänglig:

<http://svenskfjarrvarme.episerverhosting.com/Medlem/Fokusomraden-/Fjarrvarldens-omvarld/Miljo-och-klimatfragor/Fragor-och-svar-om-fjarrvarmens-miljovarden/#F27>
[Använd 2 Oktober 2017].

Thonemann, N. & Schumann, M., 2016. Environmental impacts of wood-based products under consideration of cascade utilization: A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, pp. 1-8.

WAC, 2015. *Kvalitetssäkring returträ*. [Online]

Tillgänglig: http://www.wacrecycling.se/wp-content/uploads/2015/04/Wac-tra_Layout-11-1.pdf

[Använd 11 Oktober 2017].

Walmsley, J. & Godbold, D., 2009. Stump Harvesting for Bioenergy - A Review of the Environmental Impacts. *Forestry*, 83(1), pp. 17-38.

Wihersaari, M., 2005. Greenhouse gas emissions from final harvest fuel chip production in Finland. *Biomass and Bioenergy*, 28(5), pp. 435-443.

WMO Greenhouse Gas Bulletin, 2017. *The state of Greenhouse Gas in the Atmosphere Based on Global Observations through 2016*, u.o.: WMO.

Zetterberg, L. & Hansén, O., 1998. *Nettoemissioner av koldioxid till atmosfären vid användning av hyggesrester för el- och värmeproduktion*, Stockholm: IVL.

SLU
Institutionen för energi och teknik
Box 7032
750 07 UPPSALA
Tel. 018-67 10 00
pdf.fil: www.slu.se/energioghteknik

SLU
Department of Energy and Technology
P. O. Box 7032
SE-750 07 UPPSALA
SWEDEN
Phone +46 18 671000